ATTI

Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA

La metodologia LCA: approccio proattivo per le tecnologie ambientali. Casi studio ed esperienze applicative

Padova

22 aprile 2010

A cura di Francesca Cappellaro e Simona Scalbi

Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA

LA METODOLOGIA LCA: APPROCCIO PROATTIVO PER LE TECNOLOGIE AMBIENTALI. CASI STUDIO ED ESPERIENZE APPLICATIVE

Padova - 22 aprile 23010

A cura di Francesca Cappellaro e Simona Scalbi

2010 ENEA
Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l’energia e lo sviluppo economico sostenibilel’Energia e l’Ambiente

Lungotevere Thaon di Revel, 76
00196 Roma

ISBN 978-88-8286-226-8

Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA

LA METODOLOGIA LCA: APPROCCIO PROATTIVO PER LE TECNOLOGIE AMBIENTALI. CASI STUDIO ED ESPERIENZE APPLICATIVE

Padova - 22 aprile 2010

Indice

Introduzione

Il terzo convegno scientifico della Rete Italiana LCA, dal titolo "*La metodologia LCA: approccio proattivo per le tecnologie ambientali*", si è tenuto quest'anno presso la Fiera di Padova il 22 aprile all'interno dell'evento SEP 2010. SEP – *Systems for Environmental Projects* – è il Salone triennale delle Tecnologie Ambientali in cui sono affrontati i grandi temi dell'ambiente con respiro internazionale.

Il convegno della Rete, organizzato in collaborazione con Padova Fiere, il Centro Studi Qualità e Ambiente (CESQA) dell'Università di Padova ed ENEA, si è articolato in due sessioni: Fonti rinnovabili, risparmio energetico, mobilità sostenibile; Riciclo, eco-efficienza, ciclo di vita, tracciabilità, certificazione; una sessione poster e il Premio Giovani Ricercatori.

Gli interventi orali, selezionati attraverso una *Call for Paper* curata dal Comitato Scientifico della Rete Italiana LCA, sono stati raccolti in questo Volume dove sono contenuti anche gli articoli dei poster esposti durante il convegno.

Il convegno ha visto la presentazione di numerosi esempi ed applicazioni della metodologia LCA. Nella prima sessione sono state illustrate esperienze riguardanti le fonti rinnovabili: eolico, fotovoltaico e biodisel. Sono stati poi presentati uno strumento semplificato di LCA per il settore manifatturiero e uno studio di LCA comparativa per analizzare le prestazioni ambientali dei veicoli plug-in.

Nella seconda sessione gli interventi hanno spaziato da studi di LCA a supporto della gestione integrata dei rifiuti, il caso dell'Ente di Bacino Padova2 e Valle d'Aosta, a studi sulla raccolta differenziata fino ad applicazioni per la progettazione di edifici a Zero Carbon.

Tutti gli interventi sono stati caratterizzati da un'elevata qualità tecnico scientifica, sia nella modalità di approccio utilizzata sia nell'esposizione. Il dibattito è stato ricco di domande interessanti che hanno reso viva e frizzante la discussione andando a toccare aspetti critici della metodologia quali l'inclusione degli aspetti spaziali e temporali nella metodologia. Anche la sessione poster ha presentato lavori di alto spessore scientifico attraverso la presentazione di studi LCA sulla gestione, trattamento e recupero dei rifiuti, sull'utilizzo di combustibili alternativi, su materiali edili e progettazione di edifici ed elementi costruttivi, fino ad arrivare alle etichette ambientali e analisi di settore come quello viti-vinicolo.

Il convegno ha visto anche una grande partecipazione di giovani che è culminata nella presentazione dei tre vincitori del Premio Giovani Ricercatori LCA. Anche quest'anno la Rete ha infatti organizzato questo premio con il supporto dell'Università "G. D'Annunzio" di Chieti-Pescara ed il contributo del CRAISI (*Consorzio di Ricerca Applicata per l'Innovazione e lo Sviluppo delle Imprese*) che ha messo in palio un assegno da 500 euro per il vincitore del premio.

La partecipazione attiva degli iscritti al Convegno di SEP 2010 è stata molto stimolante dimostrando come negli anni in Italia la metodologia LCA si sia molto sviluppata, sia per il crescente numero di studi e applicazioni sia per la diffusione di gruppi ed organizzazioni specializzate in questi studi. Come emerge anche dalla Mappatura LCA, analisi annuale condotta dalla Rete Italiana LCA e presentata in questo Volume, i gruppi che in Italia si occupano di sviluppo metodologico negli ultimi anni sono notevolmente aumentati facendo crescere il numero e la qualità degli studi.

Tutto ciò sta portando ad un maggiore interesse della metodologia da parte delle imprese che incominciano, anche se faticosamente, ad accorgersi delle potenzialità offerte da questo strumento sia in termini di miglioramento di prodotti esistenti che di sviluppo di nuovi prodotti. L'LCA si sta inoltre affermando anche come strumento di analisi di sistemi di gestione territoriali e di filiera e come strumento di supporto

per le pubbliche amministrazioni chiamate a valutare l'efficacia di sistemi di gestione dei rifiuti o di politiche energetiche.

Il convegno ha infine dimostrato come la Rete Italiana LCA abbia ormai messo in piedi un ampio sistema di comunicazione e di informazione. È giunto quindi il momento di porsi obiettivi più alti, raggiungendo e promuovendo risultati che altre reti europee e internazionali già realizzano, quali lo sviluppo di database nazionali e di linee guida di settore, l'organizzazione di gruppi di ricerca metodologici e di attività di alta formazione come *summer school*, master, corsi di laurea ecc. Per far questo è necessario dotarsi di una nuova forma di struttura che abbia una sua identità giuridica capace di acquisire fondi nazionali ed internazionali; è per questo che la Rete sta incominciando ad avviarsi verso la costituzione di un'associazione scientifica. La trasformazione della Rete in associazione può contribuire in modo formale e sostanziale ad accrescere l'autorevolezza della comunità di coloro che utilizzano l'LCA in Italia. Inoltre la possibilità di intraprendere progetti di ricerca, nei quali l'Associazione Rete Italiana LCA abbia un ruolo di leadership, può sostenere il lavoro di ricerca e di applicazione ancora necessario per lo sviluppo e la diffusione della metodologia LCA in Italia.

Paolo Masoni, ENEA

Coordinatore della Rete Italiana LCA

La Mappatura della Rete Italiana LCA

Francesca Cappellaro[1], Simona Scalbi[1]

[1]ENEA, Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile

francesca.cappellaro@enea.it

Sommario

La mappatura è un'importante iniziativa della Rete Italiana LCA che ha lo scopo di censire tutti coloro che si occupano di Life Cycle Assessment in Italia, per documentare lo stato dell'arte e le prospettive dell'LCA in Italia. L'indagine si basa su un questionario on-line che è strutturato in varie sezioni e attraverso il quale è possibile evidenziare alcuni elementi quali: la distribuzione geografica dei gruppi, la natura istituzionale, le caratteristiche strutturali e la consistenza del gruppo, il grado e la tipologia di specializzazione nell'applicazione della metodologia LCA e degli strumenti con approccio LCA, i settori d'intervento, la capacità relazionale e di networking sia a livello nazionale che internazionale. La mappatura è un'iniziativa volontaria e la sua diffusione è un riconoscimento del ruolo di promozione, sviluppo, informazione e diffusione sul territorio fatto dalla Rete Italiana LCA. In questo contesto la mappatura è uno strumento molto utile che aiuta a comprendere la dimensione e gli ambiti di sviluppo dell'LCA in Italia.

1. Introduzione

La comunità internazionale attraverso organismi come la UNEP/SETAC (2010) sta portando avanti iniziative (*Life Cycle Initiative*) la cui *mission* è diffondere l'approccio di ciclo di vita nel mondo. Lo scopo è quello di rendere i cittadini e la società capaci di acquisire le necessarie competenze ed abilità per promuovere un consumo e una produzione più sostenibile, applicando quindi il concetto di sostenibilità, con l'obiettivo di raggiungere "uno sviluppo che soddisfa le esigenze del presente senza compromettere la possibilità per le generazioni future di soddisfare i propri bisogni" (Rapporto Burtland, 1987). In questo contesto si è anche sviluppata l'iniziativa della European Platform on Life Cycle Assessment (EPLCA, 2010) promossa dalla Comunità Europea, che, attraverso un percoso condiviso con molti *stakeholder* operanti in Europa nel campo del Life Cycle Thinking, ha permesso lo sviluppo di strumenti utili per l'applicazione e la diffusione della metodologia LCA in Europa: un manuale per l'LCA (ILCD Handbook) e un database europeo per l'LCA (ELCD database). La mappatura della Rete Italiana LCA nasce proprio per capire come l'Italia si posiziona in questo contesto europeo ed internazionale che presenta come aspetti più rilevanti:

- la penetrazione e la diffusione dell'LCA, non più solo come scelta volontaria e sostanzialmente come sperimentazione, ma anche in rapporto a precise disposizioni legislative;
- l'allargamento delle tipologie di studi di LCA verso nuove applicazioni: dai prodotti ai servizi, ai sistemi, agli sviluppi tecnologici, ai progetti di ricerca ecc.;
- l'esigenza, anche alla luce di un'esperienza ormai sufficientemente lunga di studi di LCA, di prospettare linee di ricerca e sviluppo delle metodologie e degli strumenti con approccio di ciclo di vita.

Le prospettive sono quelle di avere da un lato una maggiore applicabilità ed affidabilità degli studi, dall'altro una migliore capacità di integrazione con altri strumenti di valutazione della sostenibilità; in un'ottica che, mantenendo l'approccio di ciclo di vita, permetta valutazioni più globali e più integrate tra aspetti ambientali, economici e sociali.

La mappatura LCA è realizzata annualmente da ENEA e presenta un quadro di riferimento per la realtà italiana rivolta sia alla comunità scientifica che alle imprese e alle pubbliche amministrazioni. L'indagine si basa su un questionario on-line disponibile sul sito della Rete Italiana LCA (www.reteitalianalca.it) che è strutturato in varie sezioni: posizione geografica delle strutture e dei gruppi che si occupano di LCA, natura istituzionale, caratteristiche strutturali e consistenza del gruppo, grado e tipologia di specializzazione nell'applicazione della metodologia LCA e degli strumenti con approccio LCA, settori d'intervento, attività e progetti nazionali ed internazionali. L'iniziativa è stata lanciata durante il convegno di Ecomondo tenutosi a novembre 2008 (Scalbi e Cappellaro, 2008), da allora le adesioni alla mappatura sono andate via via crescendo anche grazie ai workshop e ai convegni scientifici organizzati in questi ultimi anni dalla Rete Italiana LCA. Annualmente la Rete propone due occasioni di confronto rivolte agli esperti e agli utilizzatori dell'LCA: un convegno scientifico che si tiene in genere in primavera ed un evento fisso ad Ecomondo. Tali eventi hanno visto una sempre più crescente partecipazione, si è passati infatti dagli 80 partecipanti del Primo Workshop di Bologna 2006 ai 150 del Convegno di Ecomondo 2009, ed hanno permesso di far conoscere l'iniziativa della mappatura ai maggiori esperti di LCA in Italia. Inoltre grazie agli strumenti informativi promossi dalla Rete Italiana LCA, come il sito web www.reteitalianalca.it, le Newsletter trimestrali e la mailing-list, è stato possibile fornire ulteriori informazioni sul questionario on-line, quali istruzioni dettagliate per un corretto inserimento dei dati (Scalbi e Cappellaro, 2009a).

2. La mappatura on-line

Dal 2006 al 2008, la mappatura si è basata sui dati rilevati tramite schede non informatizzate, indipendenti l'una dall'altra, che erano state compilate da oltre 40 organizzazioni (Barberio et al., 2006, ENEA, 2008). Dal dicembre 2008, la mappatura è stata automatizzata grazie ad una procedura on-line messa a punto dall'ENEA e disponibile sul sito della Rete Italiana LCA, all'indirizzo www.reteitalianalca.it/mappatura-lca/mappatura-online. La scelta di creare un questionario on-line è nata dal fatto che in questo modo si semplificano le procedure di elaborazione dei dati e si può avere una situazione sempre aggiornata con grafici e schede a disposizione. Grazie alla procedura informatizzata, realizzata con il supporto dell'ENEA, è stato inoltre creato un database degli iscritti alla mappatura e si è così ottenuto un maggior controllo dei dati inseriti. La compilazione del questionario è semplice ed immediata, a fronte poi di risultati veramente interessanti (Scalbi e Cappellaro, 2009b). Nel questionario vengono richiesti: **dati generali** sull'organizzazione di appartenenza (ragione sociale, referente, natura istituzionale, numero e qualifica del personale che lavora nel gruppo) e **dati sulle attività** (breve descrizione del campo di competenze e attività, progetti, settori di competenza, pubblicazioni). Di seguito è riportato la schermata per l'inserimento dei dati. I dati inseriti nel questionario confluiscono in una scheda descrittiva dell'organizzazione, che il sistema predispone in maniera automatica e che viene poi pubblicata sul sito web della Rete.

Figura 1: Una schermata del questionario on-line

3. I risultati della mappatura

Gli aderenti alla Mappatura 2010 (Scalbi e Cappellaro, 2010) sono 47. La maggior parte di questi sono università (51%), seguiti da società di consulenza (28%); il 19% è rappresentato da enti di ricerca ed il 2% da imprese.

Nella Figura 2 sono rappresentate la distribuzione dei gruppi che si occupano di LCA sul territorio nazionale e la loro natura istituzionale. Dalla Figura si riscontra che la maggior concentrazione di attività sul Life Cycle Assessment è presente in Lombardia ed Emilia Romagna. Tali regioni hanno la percentuale piu' alta di consulenti censiti sul territorio, rispettivamente circa il 33% per la Lombardia e il 38% per l'Emilia Romagna. Anche per la Regione Veneto la percentuale di consulenti è tra le più elevate (circa il 33%); inoltre è presente una rilevante concentrazione di enti di ricerca la più alta del territorio che si aggira intorno al 50%. Va evidenziata anche la Regione Marche dove è stata censita la prima impresa della mappatura. Di un certo rilievo tra le regioni del Sud Italia si segnala la Puglia con la partecipazione di due Dipartimenti dell'Università di Bari, dislocati rispettivamente uno a Bari e l'altro a Taranto, l'Università del Salento e una società di consulenza. Anche la Sicilia con l'Università di Palermo, l'Università di Messina e una società di consulenza presenta realtà attive nel campo dell'LCA.
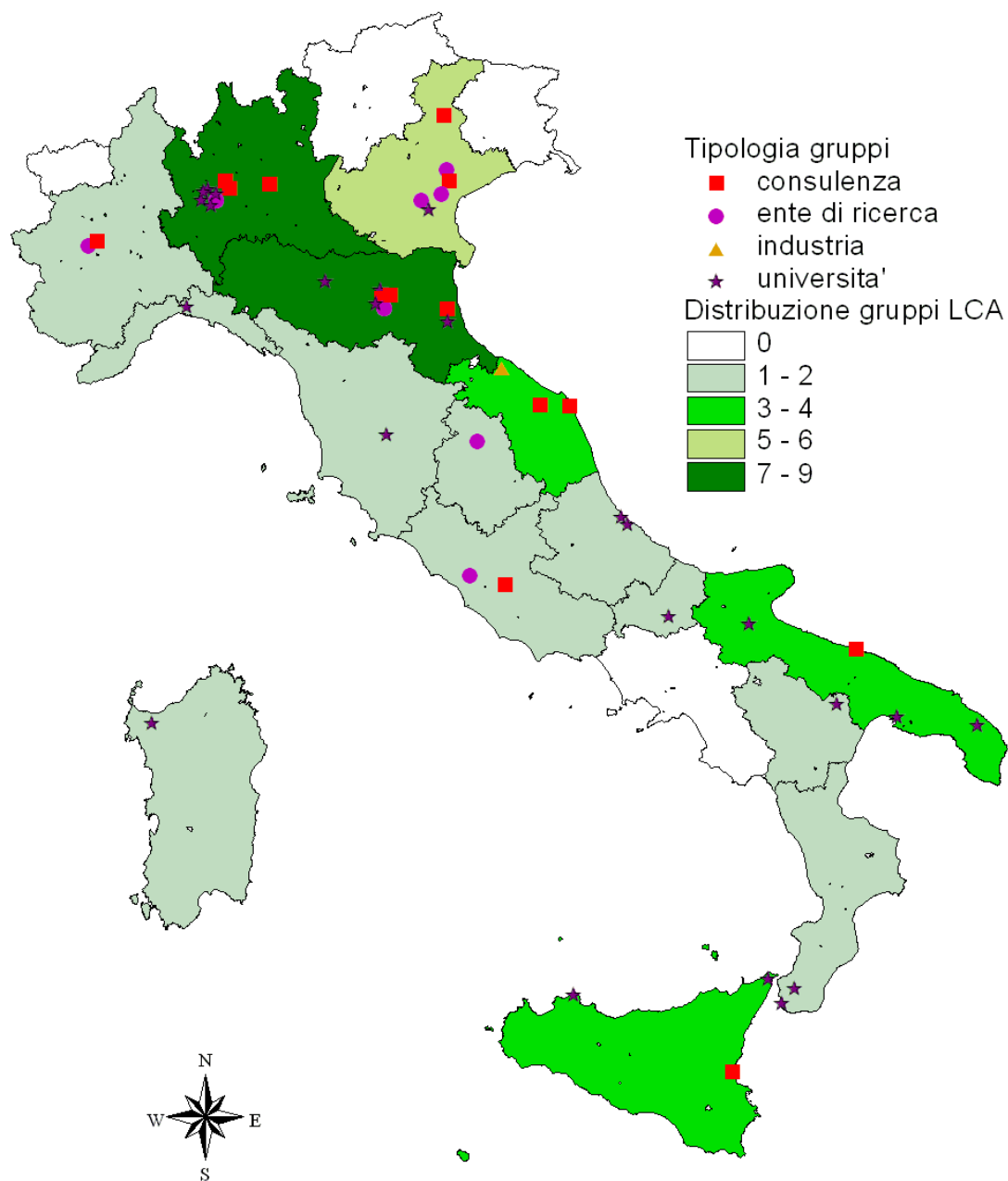
Figura 2: Distribuzione geografica e natura istituzionale dei gruppi LCA

Da un'analisi dei dati inseriti nella mappatura è stato possibile mostrare le caratteristiche strutturali e la consistenza dei gruppi che si occupano di analisi del ciclo di vita. La maggior parte di questi, circa il 77%, ha un numero di adetti tra 1 e 5, si passa poi a un 15% delle strutture, rappresentate prevelentemente dalle Università, che presentano dai 6 ai 10 addetti. Solo 4 sono le strutture con più di 10 persone, di cui il 6% tra 11 e 15 e solo una sopra i quindici addetti, che consta in una rete di consulenti in tematiche ambientali che si è riunita in associazione. In Figura 3 si puo' osservare il dettaglio numerico dei gruppi che si occupano di LCA divisi in classi.
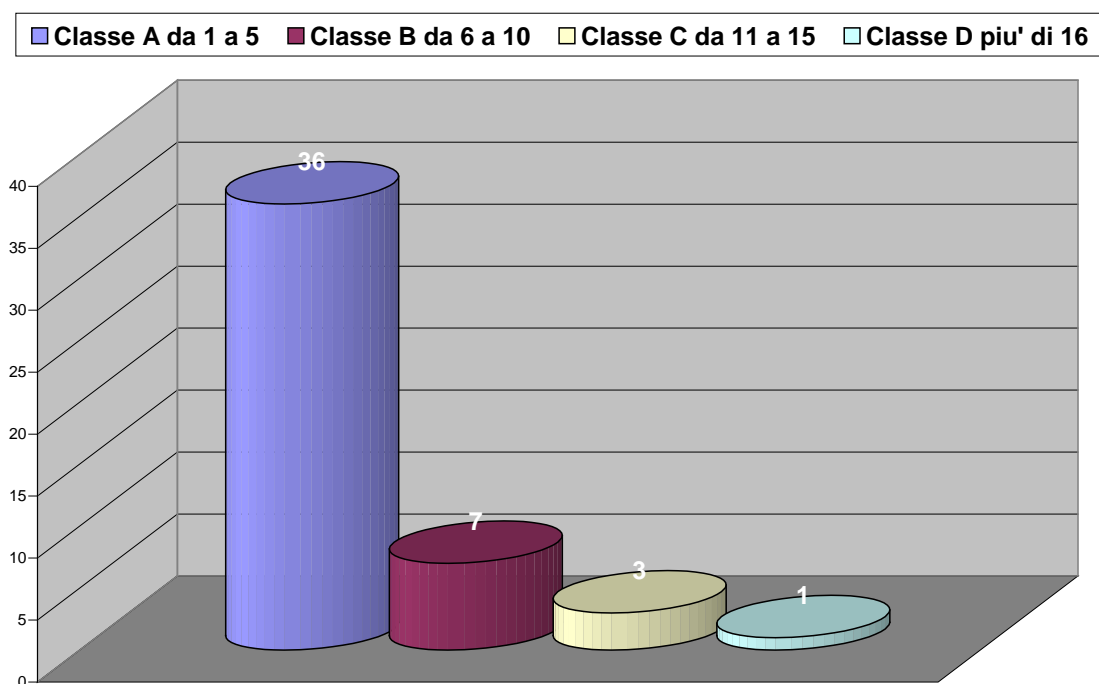
Figura 3: Numerosità dei gruppi

I risultati della mappatura mettono anche in evidenza la distribuzione delle applicazioni dell'LCA nei diversi settori.
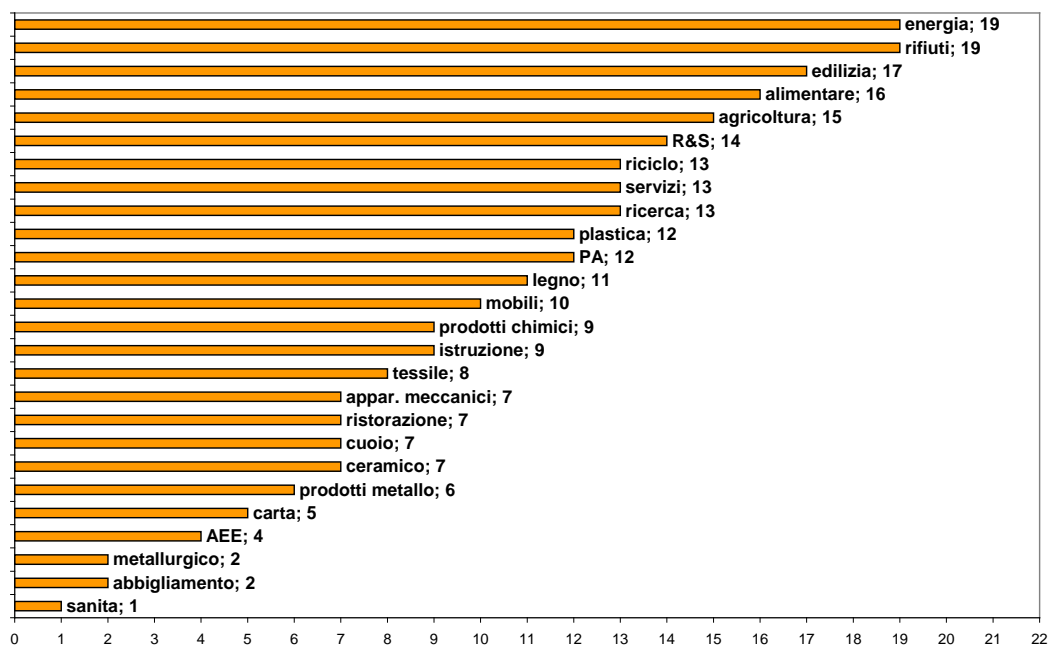
Figura 4: Settori di competenza e applicazione della metodologia LCA

Dai dati illustrati in Figura 4 emerge che tra i settori più studiati vi sono il settore energetico e la gestione dei rifiuti, seguiti dall'edilizia e dal settore alimentare. Hanno una certa rilevanza anche settori come la ricerca e sviluppo, il riciclo, i servizi, il settore delle plastiche e le Pubbliche Amministrazioni (PA).

Dal grafico si può notare che quest'ultime siano una delle realtà tra le più studiate. Questo dato è però in contrasto col fatto che al momento nella mappatura non si sono riscontrate ancora adesioni da parte di PA.

Attraverso i dati inseriti nelle varie sezioni del questionario è stato inoltre possibile classificare i campi di sviluppo e le modalità di applicazione della metodologia LCA. Sono state utilizzate quattro categorie: realizzazione di studi di LCA, sviluppo metodologico, sviluppo di strumenti LCA, utilizzo dell'LCA come supporto alla certificazione (Dichiarazioni Ambientali di Prodotto - EPD, etichetta energetica ecc.).

In Figura 5 si vede come l'applicazione degli studi di LCA coinvolga la maggior parte dei gruppi, 44 su 47. Un'altra attività che risulta di una certa rilevanza è il supporto alla certificazione. Si sono riscontrate meno attività rivolte allo sviluppo metodologico ed allo sviluppo di strumenti per l'LCA.
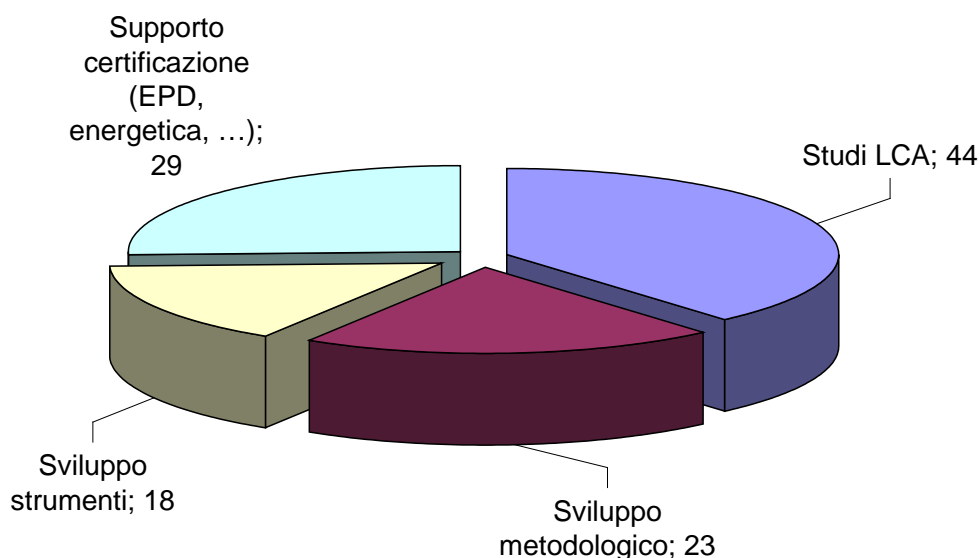
Figura 5: Campi di applicazione della metodologia LCA

Oltre alle applicazioni ed agli aspetti metodologici relativi l'LCA, è stato censito anche l'utilizzo di altri strumenti con approccio al ciclo di vita.

In Figura 6 si nota come l'Ecodesign risulta essere uno degli strumenti più applicati, seguito dallo sviluppo di linee guida e dallo studio di tecnologie innovative, che spesso sono correlate con analisi di Ecodesign. Una notevole diffusione hanno anche altri tipi di strumenti con approccio LCA che spaziano da il Life Cycle Costing (LCC), l'analisi multicriteri, le contabilità ambientali, l'ecologia industriale, fino ad arrivare alla Social LCA. Va notato in oltre che anche se gli Appalti Pubblici Verdi (Green Public Procurement – GPP) si collocano all'ultimo posto tra gli strumenti di sostenibilità si riscontrano un numero di applicazioni del tutto paragonabili a quelle degli altri strumenti.

Questo dato conferma la crescente attenzione delle Pubbliche Amministrazioni per l'analisi del ciclo di vita in questo settore. Per la lettura dei dati, si deve considerare che ciascun gruppo si può occupare anche di più tematiche contemporaneamente.
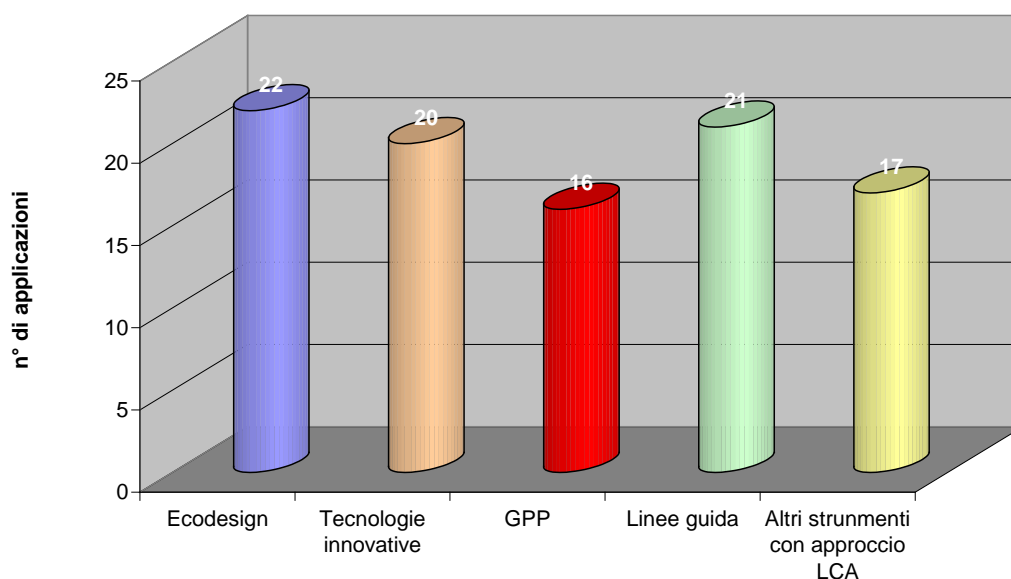
Figura 6: Diffusione degli strumenti di sostenibilità

Un'ultima analisi dei risultati della mappatura riguarda l'attivazione da parte delle varie strutture che si occupano di LCA in Italia, di relazioni e di network sia a livello nazionale che internazionale. Dall'analisi è emersa un'elevata partecipazione dei gruppi censiti a progetti nazionali circa 43 su 47, questo dimostra una stretta relazione con il territorio italiano, minore è invece il numero di gruppi che si occupano di progetti internazionali, solo poco più della metà e cioè circa 25 su 47.

4. Conclusioni

Dai risultati della mappatura si evince un quadro sia quantitativo del numero di strutture che in Italia si occupano di LCA, sia qualitativo delle attività da esse svolte nel dettaglio. I risultati permettono anche di evidenziare le criticità riscontrate riguardo le problematiche metodologiche e di applicazione, aspettative e possibili soluzioni. Dalla sintesi dei risultati si possono infatti ottenere alcune indicazioni finalizzate a orientare le misure e le possibili azioni future per una maggiore diffusione dell'LCA e degli strumenti di produzione e consumo sostenibile.

Se si considerano i dati relativi ai campi di applicazione della metodologia LCA (Figura 5), è emerso come in Italia si faccia più applicazione che ricerca metodologica. La diffusione delle applicazioni della LCA anche in numerosi settori (Figura 4) è senz'altro un segnale molto importante che conferma la validità dell'analisi del ciclo di vita come metodo di supporto a processi certificativi o a interventi di miglioramento ambientale. È però importante evidenziare la necessità che anche in Italia vi sia un collegamento con il contesto internazionale della ricerca in campo metodologico.

La Rete Italiana LCA può senz'altro avere il ruolo di promuovere l'ampliamento del lavoro di ricerca e di applicazione ancora necessario per lo sviluppo e la diffusione della LCA. Come si è già precedentemente accennato, un soggetto da coinvolgere maggiormente sono le Pubbliche Amministrazioni, che in maniera crescente iniziano a promuovere e sviluppare applicazioni della metodologia LCA. Come obiettivo futuro la Rete potrebbe cercare di rivolgersi in maniera diretta a questa realtà, invitandole ad aderire alla mappatura.

Come si è potuto risocontrare, la mappatura è senz'altro uno strumento molto utile per aiutare ad individuare la dimensione e gli ambiti di sviluppo dell'LCA in Italia. L'indagine costituisce ovviamente un punto di partenza per migliorare la comprensione di un sistema complesso ed in continua evoluzione, che richiede ulteriori approfondimenti e un attento monitoraggio anche al fine di effettuare confronti con le altre realtà di ricerca operanti in altri Paesi.

La mappatura è un'iniziativa volontaria e la sua diffusione è un riconoscimento del ruolo di promozione, sviluppo, informazione e diffusione sul territorio fatto dalla Rete Italiana LCA. Sul sito della Rete Italiana LCA sono disponibili i risultati aggiornati della mappatura, che hanno costituito la base per la redazione di questo documento.

Un ringraziamento è rivolto a tutti coloro che hanno messo a disposizione della Rete LCA i propri dati consentendo di realizzare ed aggiornare il quadro esistente in termini di nuove attività ed informazioni. Grazie al numero crescente di iscrizioni sarà possibile disporre di dati sempre più realistici sullo sviluppo e la diffusione in Italia dell'LCA.

5. Bibliografia

Grazia Barberio, Roberto Buonamici, Patrizia Buttol, Paolo Masoni, Roberto Pergreffi, Simona Scalbi, Federica Tommasi, "Prima mappatura nazionale dei gruppi e delle attività nel campo dell'analisi del ciclo di vita (LCA)", Volume ENEA 2006

ENEA, "Seconda mappatura nazionale dei gruppi e delle attività nel campo dell'analisi del ciclo di vita (LCA)" - Volume ENEA 2008

EPLCA (European Platform on Life Cycle Assessment), http://lct.jrc.ec.europa.eu, ultimo accesso maggio 2010

Simona Scalbi, Francesca Cappellaro "Al via la Mappatura LCA 2008", in Newsletter Rete Italiana LCA Anno 2 Numero 4, Dicembre 2008 www.reteitalianalca.it

Simona Scalbi, Francesca Cappellaro "Come aderire alla Mappatura on-line" in Newsletter Rete Italiana LCA Anno 3 Numero 1, Marzo 2009a www.reteitalianalca.it

Simona Scalbi, Francesca Cappellaro, "Dossier Mappatura 2009", in Newsletter Rete Italiana LCA Anno 3 Numero 3, Settembre 2009b www.reteitalianalca.it

Simona Scalbi, Francesca Cappellaro, "Mappatura nazionale dei gruppi e delle attività nel campo dell'analisi del ciclo di vita (LCA) – Anno 2010" - Volume ENEA 2010

UNEP/SETAC Life Cycle Iniziative, http://www.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=552B5B99-5ECA-4575-942E-FBD1E82541EF, ultimo accesso maggio 2010

Sessione 1: Fonti rinnovabili, risparmio energetico, mobilità sostenibile

A cura di Michele Aresta e Antonio Cellura

Analisi del ciclo di vita del microeolico: un caso studio in Sicilia

Autori: Fulvio Ardente[1], Maurizio Cellura[1], Giuseppina,Ciulla[1], Sonia Longo[1], Marina Mistretta[2]

[1]Dipartimento di Ricerche Energetiche e Ambientali, Università degli Studi di Palermo, Viale delle Scienze, 90128 Palermo

[2]Dipartimento di Arte, Scienza e Tecnica del Costruire, Università Mediterranea di Reggio Calabria, Salita Melissari – 89124 Reggio Calabria

Email coordinatore: mcellura@dream.unipa.it

Sommario

L'impiego della tecnologia eolica per la produzione di energia elettrica rappresenta un elemento chiave per il raggiungimento degli obiettivi fissati dall'Unione Europea, riguardanti l'incremento dell'utilizzo di fonti rinnovabili di energia e la riduzione delle emissioni di gas climalteranti. Tuttavia, i benefici energetico–ambientali connessi alla produzione di elettricità da fonte eolica devono essere confrontati con gli impatti generati durante le fasi di produzione, trasporto, installazione, uso, manutenzione e fine vita dell'impianto eolico, seguendo un approccio di ciclo di vita. Nel presente lavoro, la metodologia dell'analisi del ciclo di vita (LCA) viene applicata ad un impianto microeolico, considerando due diverse configurazioni di installazione: grid-connected e stand-alone. L'obiettivo è stimare l'eco-profilo di 1 kWh di energia elettrica prodotta dall'impianto installato in ambiente urbano, e di confrontarlo con eco-profili di elettricità prodotta con altri sistemi di generazione.

Introduzione

L'Unione Europea si è posta due importanti ed ambiziosi obiettivi nel campo della politica ambientale ed energetica, da raggiungere entro il 2020 (COM, 2008): ridurre del 20% le emissioni di gas ad effetto serra e raggiungere una quota di energie rinnovabili pari al 20% del consumo energetico complessivo.

L'utilizzo dell'energia eolica per la produzione di energia elettrica rappresenta oggi una delle tecnologie più diffuse di sfruttamento delle risorse energetiche rinnovabili ed ha, quindi, un ruolo fondamentale nel raggiungimento dei suddetti obiettivi (EEA, 2009). Negli ultimi anni la produzione europea di energia derivante da fonte eolica é stata caratterizzata da una crescita rilevante rispetto alle altre fonti rinnovabili ed a quelle tradizionali. Infatti nel 2009, su un totale di 25.963 MW di potenza installata, circa il 39% (10.163 MW) è rappresentato dall'eolico, il 26% dal gas naturale, il 16% dal solare fotovoltaico e il rimanente 19% da carbone, olio combustibile, rifiuti, biomasse ed energia nucleare (EWEA, 2010).

Un recente report dell'EWEA[1] riferisce, inoltre, che con le risorse naturali disponibili, l´atteso sviluppo tecnologico ed adeguati investimenti economici, entro il 2020 potrebbero essere installati in Europa circa 230 GW di impianti per la produzione di energia eolica, fornendo il 14-17% del fabbisogno elettrico europeo (EWEA, 2009).

L'installazione di impianti eolici, sia di piccola che di grande taglia, può quindi contribuire all'incremento della produzione di energia da fonti rinnovabili ed alla conseguente riduzione di gas climalteranti. Tuttavia la tecnologia eolica, così come tutte le tecnologie per lo sfruttamento delle fonti rinnovabili di energia, non può essere considerata ad impatto ambientale nullo.

---

[1] European Wind Energy Association

È infatti necessario esaminarne gli impatti relativi alle fasi di manifattura, trasporto, installazione, uso, manutenzione e smaltimento finale (Ardente et al., 2008), secondo un approccio di ciclo di vita.

Analisi energetico-ambientale di un impianto microeolico

Nel presente lavoro viene applicata la metodologia LCA, in accordo alle norme della serie ISO 14040 (ISO, 2006a), (ISO, 2006b), per valutare le prestazioni energetico - ambientali di un sistema microeolico per la produzione di elettricità. L'obiettivo è quello di stimare l'eco-profilo di 1 kWh di energia elettrica prodotta con un impianto microeolico con configurazione grid-connected[2] o stand-alone[3], nel caso in cui venga installato in un edificio della città di Palermo (Sicilia), e di confrontarlo con eco-profili di elettricità prodotta con altri sistemi di generazione che utilizzano sia fonti fossili che rinnovabili.

La turbina microeolica, che rappresenta l'elemento principale dell'impianto, è di costruzione tripala ed ha una potenza nominale di 1 kW. Il diametro del rotore della macchina è di 2,7 m, l'area spazzata dalle pale è di 5,73 m^2. Il rotore si avvia con una velocità del vento di cut-in di 3,1 m/s, raggiunge una velocità nominale di 12,5 m/s e si arresta a 20,3 m/s (velocità di cut-out) (Southwest Windpower).

L'unità funzionale selezionata per eseguire l'analisi è 1 kWh di energia elettrica prodotta dall'impianto microeolico (EPD, 2009).

Nello studio sono state esaminate le seguenti fasi del ciclo di vita dell'impianto:

- produzione ed installazione dell'impianto microelico;

- uso e manutenzione;

- scenario di fine vita;

- trasporti relativi a ciascuna fase del ciclo di vita.

Poiché l'impianto microeolico risulta complesso dal punto di vista tecnologico ed include elementi di piccole dimensioni, difficili da analizzare, sono stati trascurati tutti i componenti con una massa inferiore all'1% della massa totale del sistema e dei quali non si hanno informazioni specifiche. In particolare, sono stati esclusi dall'analisi il regolatore di carica (0,48% della massa totale) e i dispositivi d'interfaccia per la connessione con la rete elettrica (0,05% della massa totale).

Produzione e installazione dell'impianto

L'impianto esaminato è costituito da un sostegno (torre) su cui è collocata una cabina (navicella) in cui sono ubicati un moltiplicatore di giri, un generatore di corrente e un sistema di controllo. Quest'ultimo regola la potenza dell'impianto in funzione della velocità del vento e ne blocca il funzionamento in caso di malfunzionamento o di sovraccarico dovuto ad un'eccessiva velocità del vento. Ad un'estremità della navicella è fissato il rotore, costituito dalle pale della turbina e dal mozzo, su cui sono montate le pale in modo da resistere alle sollecitazioni indotte dal vento. Per assicurare costantemente il massimo rendimento dell'aerogeneratore viene mantenuto un allineamento tra l'asse del rotore e la direzione del vento tramite un timone direzionale.

---

[2] L'elettricità prodotta è immessa nella rete elettrica.
[3] L'elettricità prodotta è immagazzinata in apposite batterie per il suo successivo utilizzo.

Completano l'impianto: un inverter per la trasformazione della corrente da continua ad alternata e, nel caso di un sistema stand-alone, un sistema di accumulo che immagazzina l'energia prodotta, e un regolatore di carica, che protegge il sistema di accumulo da cariche o scariche eccessive (Caffarelli, De Simone, 2009).

L'analisi della fase di produzione dell'impianto riguarda l'individuazione dei flussi di massa e di energia connessi alla realizzazione dei componenti dello stesso. La raccolta dei dati è stata eseguita tramite un'analisi diretta dell'impianto e l'utilizzo di report tecnici (Le Boulch, Chataignere, 2003). I materiali dei principali componenti dell'impianto e le relative masse per le due configurazioni analizzate sono sintetizzati in Tabella 1. Gli eco-profili dei materiali e dell'energia utilizzati per la realizzazione dei vari componenti del sistema sono stati stimati attraverso l'ausilio di database ambientali (Ecoinvent Centre), (Delfth University).

La fase di installazione prevede la realizzazione di un basamento in calcestruzzo e il successivo assemblaggio dei vari elementi dell'impianto.

Componente	Materiale	Massa [kg]
Navicella	Lega di alluminio	30
Torre	Acciaio	53
Pale	Fibra carbonio rinforzata	2,04
Prolungamento pale	Acciaio	2,47
Cavi elettrici	Rame	12,87
Parte terminale coda	Acciaio	2
Timone direzionale	Plexiglass	1
Basamento	Calcestruzzo armato	500
Batterie (configurazione stand-alone)	Materiali vari	301,8
Inverter	Materiali vari	31

Tabella 1: Impianto microeolico – Dettaglio della masse e dei materiali

Uso e manutenzione

La vita utile prevista per l'impianto microeolico è pari a 20 anni, mentre per le batterie utilizzate nel sistema stand-alone è stata ipotizzata una vita utile pari a 10 anni. L'analisi della fase operativa dell'impianto è stata effettuata ipotizzando due diverse modalità di impiego: stand-alone e grid-connected.

Durante la fase d'uso, l'impianto non richiede particolari interventi operativi di manutenzione. Periodicamente, solitamente una volta l'anno, occorre effettuare una verifica visiva del corretto esercizio delle varie parti che lo compongono. La manutenzione straordinaria comprende tutti gli interventi di manutenzione non periodici necessari al rinnovamento o alla sostituzione di parti dell'impianto, sia strutturali che tecnologiche. Nello studio sono state esaminate la sostituzione di una pala della turbina, danneggiata dal crollo della torre, e la sostituzione del sistema di accumulo al termine della sua vita utile.

Scenario di fine vita

In analogia a ricerche sulla tecnologia eolica (Vestas 1,2), è stato ipotizzato uno scenario di fine vita dell'impianto in cui si prevede che il 90% dell'acciaio, dell'alluminio e del rame vengano inviati ad un impianto di riciclaggio, mentre il rimanente 10% sia avviato in discarica, assieme agli altri materiali (plexiglass e fibre di carbonio).

Per quel che riguarda le batterie[4], si è ipotizzato che tutto il piombo e l'acido solforico in esse contenuti siano avviati ad un impianto di riciclaggio, le fibre di vetro siano avviate in discarica, mentre il 67% del polipropilene sia riciclato e il rimanente 33% avviato in discarica.

Trasporti

Il trasporto dei materiali e dei componenti necessari per l'installazione dell'impianto avviene tramite l'utilizzo di camion e di una nave cargo. Le distanze percorse dai mezzi di trasporto sono state stimate considerando che la turbina microeolica è prodotta nell'Italia settentrionale, le batterie e l'inverter nell'Italia meridionale, mentre la torre e il calcestruzzo utilizzato per realizzare il basamento sono prodotti in loco. Gli impatti energetico-ambientali relativi alla fase dei trasporti sono stati contabilizzati riferendosi al database ambientale Ecoinvent (Ecoinvent Centre).

Risultati dell'analisi relativi al ciclo di vita dell'impianto

L'analisi di inventario relativa al ciclo di vita dell'impianto microeolico è stata eseguita tramite l'utilizzo del software SimaPro 7.1 (PRè, 2006). I risultati sono presentati in quattro categorie di impatto per le due differenti configurazioni di installazione (grid-connected e stand-alone): emissioni in aria, emissioni in acqua, emissioni al suolo e rifiuti solidi (Tabella 2).

Sistema grid-connected							
Emissioni in aria		Emissioni in acqua		Emissioni al suolo		Rifiuti solidi	
CO_2 [kg]	758	COD [kg]	4,1	Cloruri [kg]	0,3	Inerti [kg]	0,9
CO [kg]	4,3	BOD_5 [kg]	1,9	Oli [kg]	0,2	Plastica [kg]	1
SO_x [kg]	3,5	Si [kg]	34,5	Al [kg]	0,002	Acciaio [kg]	6,5
NO_x [kg]	2,4	TOC [kg]	1,5	Fe [kg]	0,02	Rame [kg]	1,8
Polveri [kg]	7,6	Solfati [kg]	5,4	Na [kg]	0,04	Alluminio [kg]	1,1
CH_4 [kg]	1,5	Cloruri [kg]	8,9	Ca [kg]	0,01	Oli esausti [g]	20
Sistema stand-alone							
Emissioni in aria		Emissioni in acqua		Emissioni al suolo		Rifiuti solidi	
CO_2 [kg]	1682	COD [kg]	10,9	Cloruri [kg]	1,1	Inerti [kg]	1
CO [kg]	7,3	BOD_5 [kg]	4,4	Oli [kg]	0,6	Plastica [kg]	36
SO_x [kg]	15,5	Si [kg]	39,3	Al [kg]	0,005	Acciaio [kg]	6,5
NO_x [kg]	6,9	TOC [kg]	6,6	Fe [kg]	0,1	Rame [kg]	1,8
Polveri [kg]	8,8	Solfati [kg]	12,4	Na [kg]	0,05	Alluminio [kg]	1,1
CH_4 [kg]	3,9	Cloruri [kg]	19,5	Ca [kg]	0,02	Oli esausti [g]	20

Tabella 2: Analisi di inventario dell'impianto microeolico

Il consumo di energia totale (Global Energy Requirement - GER) relativo al ciclo di vita dell'impianto grid-connected è pari a circa 14,38 GJ, di cui circa il 91% è utilizzato per la produzione dell'impianto, circa il 6% per i trasporti, mentre il rimante 3% è utilizzato nelle fasi di installazione, manutenzione e fine vita. La fase di produzione è, quindi, quella caratterizzata dai maggiori consumi di energia, principalmente utilizzata per la produzione dell'inverter (40%) e della turbina (34%). La produzione della torre, del basamento in calcestruzzo e dei cavi elettrici incidono sul consumo totale della fase di produzione rispettivamente per il 15%, 4% e 7%. Il contributo all'effetto serra potenziale (GWP_{100}) dell'impianto con configurazione grid-connected è di circa 809 kg CO_{2eq} ed è dovuto principalmente (circa il 90%) alla fase di produzione dei componenti dell'impianto.

---

[4] www.cobat.it

Il GER dell'impianto stand-alone è di 31,98 GJ, superiore rispetto al sistema grid-connected a causa della presenza del sistema di accumulo. Circa il 64% del GER è relativo alla fase di produzione dell'impianto e circa il 28% alla fase di manutenzione. La fase dei trasporti ha una bassa incidenza (circa il 7%) sul consumo totale di energia, mentre la fase di fine vita e di installazione incidono rispettivamente per circa lo 0,9% e lo 0,1%. Analizzando i consumi energetici relativi alla fase di produzione dell'impianto stand-alone, si evidenzia che circa il 36% dei consumi è imputabile al sistema di accumulo, circa il 26% all'inverter, circa il 22% alla turbina e il rimanente 16% alla torre (9%), ai cavi elettrici (2,5%) ed al basamento in calcestruzzo (4,5%). Il GWP_{100} dell'impianto con configurazione stand-alone è di 1.793 kg CO_{2eq}, di cui circa il 62% è relativo alla produzione dell'impianto, circa il 28% alla fase di manutenzione e circa il 9% ai trasporti. Le fasi di installazione e smaltimento dell'impianto hanno, invece, un'incidenza trascurabile sul totale delle emissioni di gas serra.

Impatti energetico-ambientali relativi all'UF e benefici connessi all'uso della tecnologia microeolica

Al fine di valutare gli impatti energetico-ambientali riferiti ad 1 kWh di energia elettrica prodotta e i benefici connessi all'utilizzo dell'impianto microeolico, è stato necessario stimarne la producibilità, ipotizzando che l'impianto venga installato in Sicilia, in un edificio del centro urbano della città di Palermo.

La producibilità della turbina microeolica è stata stimata pari a 372,05 kWh/anno, attraverso l'analisi della distribuzione di frequenza della velocità del vento espressa tramite la funzione di Weibull (Caffarelli, De Simone, 2009).

L'eco-profilo di 1 kWh di energia elettrica è stato calcolato dividendo gli impatti energetico–ambientali globali dell'impianto per la produzione di energia durante la sua vita utile. Gli impatti (Tabella 3) sono stati calcolati con riferimento alle due differenti configurazioni di installazione: stand-alone (Scenario 1) e grid-connected (Scenario 2).

	Scenario 1	Scenario 2
Consumo energia primaria [MJ/UF]	4,3	1,93
GWP_{100} [$kgCO_{2eq}$/UF]	0,24	0,11
ODP [kg CFC-11_{eq}/UF]	2,93E-08	2,04E-08
POCP [kg C_2H_{4eq}/UF]	2,4E-04	9,4E-05
AP [kg SO_{2eq}/UF]	3,05E-03	7,6E-04
EP [$kgPO_4^{3-}{}_{eq}$/UF]	1,9E-04	7,6E-05

Tabella 3: Impatti energetico-ambientali relativi all'UF

Risulta interessante comparare le prestazioni energetico - ambientali dei due scenari esaminati con altri sistemi di generazione di energia elettrica, con riferimento alla produzione di 1 kWh di elettricità. La Tabella 4 mostra il consumo di energia e il GWP_{100} relativi ai due scenari esaminati ed alle seguenti tipologie di impianti di produzione di elettricità [16]:

- Scenario 3: eolico di taglia intermedia (800 kW);
- Scenario 4: impianto fotovoltaico grid-connected;
- Scenario 5: produzione di energia elettrica utilizzando il mix energetico italiano, che prevede l'utilizzo prevalente di fonti fossili.

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5
GER [MJ/UF]	4,3	1,93	0,19	1,11	9,94
GWP_{100} [$kgCO_{2eq}$/UF]	0,24	0,11	0,02	0,06	0,63

Tabella 4: Confronto di eco-profili di elettricità prodotta con sistemi differenti

Da un'analisi dei risultati si osserva che, tra le diverse tecnologie considerate, i maggiori impatti sono imputabili alla produzione di energia elettrica da fonte fossile (Scenario 5). Tra le tecnologie per lo sfruttamento delle fonti rinnovabili, invece, il microeolico in configurazione stand-alone (Scenario 1) produce i maggiori impatti ambientali specifici; ciò è da attribuirsi alla bassa producibilità dell'impianto ed alla presenza del sistema di accumulo. Gli impatti minori sono invece imputabili alla produzione di energia elettrica con un impianto eolico di taglia intermedia (Scenario 3).

I benefici energetico-ambientali (Tabella 5) connessi all'impiego della tecnologia microeolica per la produzione annua di energia elettrica sono stati stimati sulla base dell'eco-profilo del mix italiano di elettricità (Ecoinvent Centre) (SEMC, 2007).

Consumo energia primaria [MJ/anno]	3.698
GWP_{100} [$kgCO_{2eq}$/anno]	238
ODP [kg CFC-11_{eq}/anno]	1,9E-05
POCP [kg C_2H_{4eq}/anno]	0,08
AP [kg SO_{2eq}/anno]	1,19
NP [kg ${PO_4^{3-}}_{eq}$/anno]	0,07

Tabella 5: Impatti evitati durante la fase di esercizio dell'impianto

Indici di payback

Una corretta valutazione delle prestazioni energetiche ed ambientali di un impianto per la produzione di energia da fonte rinnovabile dovrebbe includere una valutazione comparativa degli impatti generati durante il ciclo di vita e di quelli evitati durante la fase d'uso [3]. Particolarmente interessante risulta, a questo proposito, il calcolo degli indici di payback energetico ed ambientale, che permettono di valutare in quanto tempo gli "investimenti" iniziali per gli impianti (in termini di consumo di energia primaria ed emissioni) sono "recuperati" durante la fase d'uso (Ardente, Cellura, 2009).

L'energy payback time (E_{PT}) può essere definito come il tempo necessario a produrre l'energia (valutata come primaria) equivalente a quella utilizzata durante il ciclo di vita dell'impianto:

$$E_{PT} = \frac{E_{imp}}{E_{risp}},$$

dove E_{imp} è l'energia primaria totale spesa durante il ciclo di vita dell'impianto (MJ), mentre E_{risp} è l'energia primaria risparmiata in un anno di funzionamento dell'impianto utilizzando, al posto dei tradizionali sistemi energetici, la tecnologia microeolica (MJ/anno).

Analogamente, *l'emission payback time* (EM_{PT}) relativo ad uno specifico inquinante è definito come il tempo necessario affinché le emissioni evitate durante la fase d'uso dell'impianto risultino uguali a quelle rilasciate durante il suo ciclo di vita (Ardente et al., 2005):

$$EM_{PT\,i} = \frac{EM_{imp}}{EM_{ev}}$$

dove EM_{imp} rappresenta la quantità di inquinante emessa durante il ciclo di vita dell'impianto, mentre EM_{ev} rappresenta l'emissione di inquinante evitata annualmente durante il suo funzionamento.

Nel caso esaminato, gli indici di payback relativi all'energia ed alle emissioni di gas climalteranti sono pari a circa 8 anni ($E_{PT:}$ 8,6 anni; CO_{2eqPT}: 7,5 anni) nel caso di installazione dell'impianto con configurazione stand-alone, mentre si riducono a valori di circa 4 anni ($E_{PT:}$ 3,9 anni; CO_{2eqPT}: 3,4 anni) nel caso in cui l'impianto sia installato in configurazione grid-connected.

Conclusioni

Nel presente lavoro è stata descritta la LCA di un impianto microeolico, considerando due diverse tipologie di installazione (grid-connected e stand-alone) in ambiente urbano. Al fine di valutare l'eco-profilo dell'impianto sono state esaminate le fasi di produzione, installazione, uso, manutenzione, fine vita e trasporti. La ricerca ha mostrato che la maggior parte degli impatti energetico-ambientali causati da un impianto microeolico sono dovuti all'uso di energia e materiali durante la fase di produzione.

L'energia primaria impiegata durante il ciclo di vita dell'impianto è pari a 14,38 GJ per il sistema grid-connected ed a 31,98 GJ per il sistema stand-alone. Nel secondo tipo di configurazione, la notevole differenza è dovuta prevalentemente all'utilizzo del sistema di accumulo. Differenze analoghe sono relative all'indice GWP_{100} (809 $kgCO_{2eq}$ per il sistema grid-connected e 1.793 kg CO_{2eq} per il sistema stand-alone).

Da un confronto dell'eco-profilo dell'energia elettrica prodotta con differenti sistemi di generazione e dal calcolo degli indici di payback relativi ai consumi di energia ed alle emissioni di gas serra si è evidenziato come la convenienza, in termini energetico - ambientali, dell'utilizzo di un impianto microeolico rispetto ad altre tecnologie per lo sfruttamento delle RES sia fortemente influenzato dalla presenza del sistema di accumulo e dalle caratteristiche del sito di installazione, che influenzano la producibilità dell'impianto.

Bibliografia

Ardente, F, Beccali, G, Cellura, M, Lo Brano, V, ‘Life cycle assessment of a solar thermal collector: sensitivity analysis, energy and environmental balances’, Renewable Energy, 30 (2005) pp. 109-130

Ardente, F, Beccali, M, Cellura, M, Lo Brano, V, ‘Energy performances and life cycle assessment o fan Italian wind farm’, Renewable and Sustainable Energy Reviews, 12 (2008) pp. 200-217

Ardente, F, Cellura, M, Longo, S, ‘LCA applicata alle tecnologie alimentate da fonti rinnovabili di energià, Atti del Convegno Scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo, 11-12 giugno 2009, pp. 71-80, ISBN 978-88-8286-206-0

Caffarelli, A, De Simone, G, Stizza, M, D’Amato, A, Vergelli, V, Sistemi eolici: progettazione e valutazione economica. Impianti micro, mini, multi megawatt, Maggioli Editore, 2009, ISBN 978-88-387-4876-4

Commissione delle Comunità Europee, ‘Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e la Comitato delle Regioni. Due volte 20 per il 2020. L’opportunità del cambiamento climatico in Europà, COM (2008) 30 definitivo, Bruxelles 23-01-2008

Delfth University of Technology, ‘Idemat Dutch database’, in PRè-Product Ecology Consultants 2006, SimaPro7.1, environmental database

Ecoinvent Centre, Swiss Centre for Life Cycle inventories, ‘Ecoinvent database’ ver.2.0, 2007

EEA European Environmental Agency, ‘Europe's onshore and offshore wind energy potential. An assessment of environmental and economic constraints’, EEA Technical Report, No 6/2009, ISBN 978-92-9213-000-8

EWEA The European Wind Energy Association, ‘Wind energy: Action Plan for the new European Commission and Parliament’, October 2009, www.ewea.org

EWEA The European Wind Energy Association, ‘Wind in power. 2009 European statistics’, February 2010, www.ewea.org

Le Boulch, D, Chataignere, A, ‘Wind turbine (wt) systems’, ECLIPSE Technical report, Novembre 2003

PRè-Product Ecology Consultants 2006, ‘SimaPro7.1, environmental database’

Southwest Windpower Inc. Renewable Energy Made Simple, ‘Whisper Wind Generators. Model Whisper 200. For the new controller’, Owner’s Manual Installation, Operation and Maintenance, www.windenergy.com

Swedish Environmental Management Council (SEMC), ‘Environmental Product Declarations or (EPD's) method’, 2007, in PRè-Product Ecology Consultants 2006, SimaPro7.1, environmental database

The International EPD®system, PCR Basic Module. CPC Division 69. ‘Electricity, gas and water distribution’, Version 0.5 Dated 2009-08-11, www.environdec.com

UNI EN ISO 14040, ‘Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework’, July 2006a

UNI EN ISO 14044, ‘Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines’, July 2006b.

Vestas Wind Systems 1, ‘An environmentally friendly investment Lifecycle Assessment of a V80-2.0 MW offshore wind turbine’, www.vestas.com

Vestas Wind Systems 2, ‘An environmentally friendly investment Lifecycle Assessment of a V82-1.65 MW onshore wind turbine’, www.vestas.com

Social Life Cycle Assessment: un'applicazione al modulo fotovoltaico policristallino

Autori: Marzia Traverso[1], Annalisa Francia[2], Francesco Asdrubali[2], Matthias Finkbeiner[1]

[1]Sustainable Engineering, Technische Universitaet, Office Z1, Strasse des 17. Juni 135, 10623 Berlin

[2]CIRIAF – Facoltà di Ingeneria, via G. Duranti, 67 – 06125 Perugia
marzia.traverso@tu-berlin.de

Sommario

L'analisi degli impatti sociali del ciclo di vita del prodotto, nota con il termine anglosassone Social Life Cycle Assessment, è considerata il terzo pilastro dell'analisi delle prestazioni di sostenibilità di un prodotto o un servizio. Tale metodologia è ancora agli esordi pertanto una descrizione dello stato dell'arte, può essere un utile punto di partenza per la definizione di una metodologia condivisa. Particolare attenzione è stata posta sinora alla definizione di un set di indicatori sociali che sia ampiamente condiviso dalla comunità scientifica internazionale. Limiti e potenzialità della SLCA sono qui presentati attraverso una prima implementazione della stessa ai moduli fotovoltaici. La scelta del prdotto è ricaduta sui moduli fotovoltaici in quanto l'efficienza energetica e l'utilizzo di fonti di energia rinnovabile sono considerati punti cardine di un sistema energetico sostenbile e quindi di fondamentale importanza per lo sviluppo sostenibile della civiltà umana.

Introduzione

L'analisi di sostenibilità del ciclo di vita di un prodotto, nota con il termine anglosassosone Life Cycle Sustainability Assessment LCSA) (Kloepffer, 2003) è definita dalla relazione:
LCSA=LCA+LCC+SLCA (Finkbeiner et al. 2008; Kloepffer, 2008)
La relazione evidenzia l'importanza di integrare in un'analisi del ciclo di vita di un prodotto tutti gli aspetti della sostenibilità attraverso un'analisi ambientale (Life Cycle Assessment – LCA) (ISO 14040, 2006); un'analisi economica (Life Cycle Costing – LCC) (Rebitzer, Hunkeler, 2003) e un'analisi sociale (Social Life Cycle Assessment – SLCA) (Jørgensen et al., 2008).
Ad oggi, la SLCA rappresenta ancora una "sfida" per la comunità scientifica in quanto il suo livello di implementazione e standardizzazione non ha ancora raggiunto lo stesso grado di definizione delle altre due valutazioni. Le numerose pubblicazioni finora realizzate (Parent et al. 2010, Jørgensen et al 2010, Benoît et al. 2010) testimoniano l'ampia attività di ricerca svolta a riguardo.
I maggiori sforzi sono stati incentrati sull'individuazione e selezione di un set di indicatori capaci di valutare e monitorare i più importanti aspetti sociali nell'intero ciclo di vita di un prodotto (Nazarkina and Le Bocq 2006). Nonostante ciò ancora non si è giunti alla definizione di un set di indicatori ampiamente condiviso dalla comunità scientifica internazionale (Jørgensen et al 2008).
D'altro canto l'efficienza energetica e l'uso di fonti di energia rinnovabile, sono considerati le torri gemelle di un sistema energetico sostenibile (Prindle et al. 2007) e quindi il loro contributo è di fondamentale importanza per lo sviluppo sostenibile della civiltà umana.

In particolare l'impiego di tecnologie a fonti rinnovabili costituisce un fondamentale contributo alla sicurezza mondiale nell'approv-vigionamento energetico, per la riduzione della dipendenza dalle fonti fossili e dall'emissione di gas climalteranti. Pertanto, vista l'importanza di tali tecnologie si rende necessaria l'elaborazione di metodologie di valutazione di sostenibilità delle stesse al fine di valutarne e migliorarne al massimo le loro prestazioni.
Per questo motivo i sistemi fotovoltaici e i diversi elementi che li compongono sono stati oggetto di numerose implementazioni di LCA e i dati ottenuti dalle relative analisi di inventario e di impatti sono stati raccolti nei più conosciuti database (IKP PE, 2002, PRé Consultants, 1996) in commercio.
Non si può dire lo stesso per la SLCA che essendo ancora in fase di definizione non è stata frequentemente implementata in questo campo. Il primo esempio di applicazione di SLCA ai moduli fotovoltaici policristallini (Francia, 2010) è stato realizzato dal Dipartimento di Ingegneria Sostenibile (Sustainable Engineering) dell'Università Tecnica di Berlino, e i risultati di questa applicazione insieme ai punti di forza e di debolezza di tale metodologia sono presentati in questo lavoro.

Stato dell'arte della procedura di SLCA

La SLCA è definita come la metodologia di valutazione degli impatti (o potenziali impatti) sociali che sono generati da un prodotto dall'estrazione delle sue materie prime, alla produzione, all'utilizzo, fino alla dismissione dello stesso. Seguendo le indicazioni date dalle linee-guida dell'UNEP-SETAC (UNEP, 2009), la procedura può essere implementata seguendo gli stessi passi della LCA di un prodotto (ISO 14044, 2006). Pertanto anche in questo caso è importante:

- definire obiettivi e scopi;
- realizzare un'analisi di inventario;
- procedere all'analisi degli impatti, ed infine
- elaborare un'interpretazione degli risultati ottenuti.

Per ognuno degli step precedentemente elencati verranno evidenziate similitudini e differenze delle due metodologie considerate.
Una delle differenze più evidenti tra l'analisi ambientale e quella sociale è riguarda il coinvolgimento dei portatori di interesse. Infatti, nell'analisi ambientale la partecipazione degli stakeholders è prevista nell'approvazione della bozza dello studio di analisi ambientale e pertanto alla fine dello stesso. Mentre nell'analisi sociale il coinvolgimento dei portatori di interesse, avviene già nell'individuazione del sistema da considerare per la valutazione degli impatti.
Seguendo ancora le linee-guida i diversi impatti sociali sono considerati in relazione a cinque principali categorie di stakeholder: lavoratori, comunità locale, società, consumatori e attori del ciclo di vita (esclusi i consumatori). Per ognuno di essi è possibile individuare obiettivi e relativi impatti da considerare nell'analisi che possono far variare i confini del sistema.
Inoltre nella definizione dei confini del sistema si aprono due possibili alternative: la prima dove si concentra l'attenzione maggiormente sull'analisi degli impatti sociali relativi all'azienda e ai suoi fornitori; mentre la seconda concentra l'attenzione sugli impatti generati dal prodotto nel suo intero ciclo di vita. Un'altra similitudine con la LCA è rappresentata dalla scelta dell'Unità Funzionale che dovrebbe ricadere sullo stesso parametro scelto nella LCA.
Dopo aver individuato quali tra le cinque categorie di portatori di interesse risente degli impatti sociali generati dal ciclo di vita del prodotto, e stabilito il sistema di riferimento, il passo successivo è l'analisi di inventario.

Al fine di pervenire all'analisi di inventario si rende necessaria la definizione di un set di indicatori di riferimento relativi ai diversi portatori di interesse. Numerose pubblicazioni sono state elaborate nel tentativo di individuare e selezionare un set di indicatori che riscuotesse consenso da tutta o gran parte della comunità scientifica (Weidema BP, 2006; Finkbeiner, M 2007; Traverso M and Finkbeienr M 2009). Un significativo quadro del numero dei possibili indicatori elaborati finora è riportato da Jørgensen et al. 2008 che attraverso una matrice presenta gli indicatori per categorie di impatto e ne classifica il loro possibile valore come quantitativo (q) o descrittivo (d). Un riassunto del numero e tipologia di indicatori presenti in letteratura e i relativi riferimenti bibliografici è riportato in Figura 1. Gli indicatori sono suddivisi per le sottocategorie suggerite dalle linee guida e relative ai lavoratori.

Sottocategorie relative ai Lavoratori (UNEP, 2009)	Barthel et al 2005	Dreyer et al. 2006	Kruse 2009	Gauthier 2005	Manhart & Grießhammer 2006	Nazarkina & Le Bocq 2006	Schmidt et al 2004	Spillemaeckers et al. 2004
Libertà di associazione e di contrattazione collettiva	2q	1q	1d		1d	1q	1q	8q
Lavoro minorile	2q,	1q	1d		1d	1q	1q	3q
Salario ed remunerazione leale	1q		1d		2d	4q	1q	5q
Ore lavorative	1q		6	1d				
Lavoro forzato	1.q	1q			1d	1q	1q	3q
Pari ooportunitá/discriminazione	2q,	1q	3q	1d	1d	4q	5q	2q
Salute e sicurezza	2q,	1q		3d	14q	7q	17q	
Sicurezza Sociale e benifici sociali				1d	1d	6q	4q	

Figura 1: Quadro riassuntivo degli indicatori per SLCA

Ancor più che nella analisi ambientale, gli indicatori sociali devono stimare gli impatti sociali sia negativi che positivi ed i valori che possono assumere sono sia qualitativi sia quantitativi (Labuschagne and Brent 2006, Kruse et al. 2009) a secondo dell'impatto analizzato. Esempi sono la presenza di manodopera sottoposta a lavori forzati e la presenza di lavoro minorile, entrambi possono essere indicatori di tipo qualitativo (valori possibili: sì o no), dove la presenza o meno fa la differenza tra un impatto negativo e quello positivo.
Un'altra importante differenza tra l'analisi sociale e quella ambientale consiste nel fatto che nella SLCA i risultati dell'analisi hanno una caratterizzazione fortemente geografica, come più volte sottolineato nelle linee-guida. Infatti, molto di più che per l'analisi ambientale la localizzazione territoriale (Hunkeler, 2006), per esempio paesi in via di sviluppo e paesi industrializzati, fa la differenza tra la presenza o meno di determinati impatti sociali e sulla variazione dell'intensità dell'impatto.
Al fine di procedere ad una completa analisi di inventario devono essere realizzate compagne di raccolta dei dati con il coinvolgimento e la considerazione dei portatori di interessi precedentemente definiti.
L'analisi degli impatti conseguente alla raccolta dei dati e la caratterizzazione degli stessi avviene attraverso l'elaborazione di metodologie specifiche. Un esempio è dato dalla metodologia presentata da Weidema (Weidema BP, 2006) dove gli impatti sono poi tradotti in termini di anni di vita persi (Years of Life Lost) sull'aspettativa di vita media.
Numerose metodologie per la caratterizzazione degli impatti sono state realizzate e sono in via di realizzazione.

L’applicazione della SLCA alla produzione di moduli fotovoltaici

Come accennato in precedenza un’applicazione della SLCA ai moduli policristallini fotovoltaici è stata realizzata per la valutazione degli impatti sociali generati durante la fase di produzione. Vista l’importanza dell’utilizzo delle fonti di energia rinnovabile, ed in particolare dell’energia fotovoltaica, tali prodotti sono stati oggetto di numerose valutazioni ambientali (De Wild-Scholten M.J., Alsema E.A.,2006; Alsema, E A. and De Wild M, J, 2006) che hanno permesso la raccolta di numerosi dati nei database oggi disponbili sul mercato. IN linea con la tendenza in corso, una SLCA di tali prodotti è stata realizzata e qui presentata. I dati sono stati ricavati attraverso indagini e interviste dirette a due aziende, rispettivamente una italiana e una tedesca, di assemblaggio dei moduli. L’analisi e i risultati presentati in questo lavoro sono state ricavati da un’indagine più estesa che ha permesso di realizzare l’analisi delle prestazioni di sostenibilità dei prodotti delle due aziende considerate (Francia A. 2010). L’unità funzionale di prodotto scelta è il m^2 di modulo fotovoltaica policristallino, coerentemente con le LCA realizzate.
In accordo con le linee guida emanate dalla UNE-SETAC (UNEP, 2009) la SLCA dovrebbe essere condotta con riferimento a cinque categorie di stakeholder e in tutte le fasi del ciclo di vita del prodotto. Ma poiché le aziende analizzate si occupano principalmente della fase di assemblaggio e produzione del modulo fotovoltaico policristallino, l’analisi qui presentata ha riguardato soltanto queste fasi. Nell’analisi si è fatta una distinzione tra lavoratori “diretti” ed “indiretti” in cui, i primi sono strettamente connessi alla fase di produzione dei moduli, mentre i secondi sono lavoratori che non sono direttamente coinvolti nella linea di produzione.
Si distinguono poi anche i lavoratori diretti del dipartimento manageriale (ML) che supervisionano il lavoro nella linea di produzione ed i lavoratori indiretti del dipartimento manageriale (ML) che non sono direttamente coinvolti nella fase di produzione.
La prima indagine conoscitiva è stata focalizzata sulla maggior parte degli impatti sociali generati sulla categoria dei lavoratori e proposti dalle linee guida, quali: libertà di associazione, condizioni lavorative, salario medio e minimo, percentuale di donne e uomini impiegati, percentuale di dirigenti donne, percentuale di lavoro minorile, ore lavorative, benefici sociali.

Contrariamente a quanto concordato con le aziende inizialmente, molti dei dati richiesti non sono stati forniti. La lista degli indicatori di cui si sono ottenuti i dati è riportata in Tabella 1. I dati sono relativi alle pari opportunità (composizione in termini di nazionalità, uomini (M) e donne (F) ed età) e condizioni lavorative; gli indicatori scelti mirano a misurare e valutare tali fattori. I dati ottenuti sono del 2008 e 2009 per l’azienda tedesca e del 2008 per l’azienda italiana. Pertanto grazie a questi dati è stato possibile realizzare un confronto tra i tre seguenti scenari della SLCA: 2008 e 2009 dell’azienda tedesca e 2008 azienda italiana.

Al fine di rendere i risultati e il confronto degli stessi facilmente comprensibile ad esperti e non esperti del settore, senza perdere i dati originari, la presentazione dei risultati dei tre diversi scenari e il confronto degli stessi è stato realizzato attraverso l’utilizzo del Life Cycle Sustainability Dashboard (Traverso and Finkbeiner, 2009). Grazie a questo strumento è possibile, infatti, operare un confronto dei risultati, per ogni indicatore, e le prestazioni relative sono presentate attraverso un punteggio e una scala colorimetrica dove: alla migliore prestazione corrispondono 1000 punti e il verde scuro, alla media (prestazione) 500 punti e il giallo, alla peggiore (prestazione) 0 punti e il rosso scuro.

	Modulo tedesco 2008	Modulo tedesco 2009	Modulo italiano 2008	Unità
Lavoratori in azienda tot.	0,0025857	0,0003540	0,0016260	N°/m^2
Lavoratori indiretti ML	0,0003506	0,0000779	0,0005420	N°/m^2
Lavoratori F indirette ML	0,0001314	0,0000307	0,0001355	N°/m^2
Lavoratori M indiretti ML	0,0002191	0,0000472	0,0004065	N°/m^2
Lavoratori diretti ML	0,0000730	0,0000094	0,0002710	N°/m^2
Lavoratori (F) dirette ML	0,0000292	0,0000047	0,0000271	N°/m^2
Lavoratori (M) diretti ML	0,0000438	0,0000047	0,0002439	N°/m^2
Lavoratori diretti tot.	0,0021621	0,0002667	0,0006775	N°/m^2
Lavoratori (F) diretti in produzione	0,0008619	0,0001062	0,0001355	N°/m^2
Lavoratori (M) diretti in produzione	0,0013001	0,0001605	0,0005420	N°/m^2
Lavoratori diversamente abili	0,0000730	0,0000094	0,0000000	N°/m^2
Lavoro minorile	0,0000000	0,0000000	0,0000000	N°/m^2
Lavoratori diretti stranieri	0,0004382	0,0000543	0,0000000	N°/m^2
Giorni lavorativi all'anno	0,117454635	0,0189761	0,0991870	h/m^2
Ore lavorative di lavoratori indiretti ML	0,037928059	0,0061277	0,0330623	h/m^2
Ore lavorative di lavoratori diretti in produzione	0,037928059	0.0061277	0,0330623	h/m^2
Ore lavorative in una settimana	0,020763954	0.0047558	0,0281843	h/m^2
Numero di incidenti fatali	Non disp	Non disp.	Non disp	N°/m^2
Benefici per famiglie	16,1351114	2.209159	0,0000000	€/m^2
Salario medio per lavoratori F	2,742051995	4.5051770	19,5121951	€/m^2
Salario medio per lavoratori (M)	2,742051995	4.5051770	19,5121951	€/m^2
Salario minimo per lavoratori	2,327179529	3.8235437	17,5609756	€/m^2

Tabella 1: Dati sociali per la Social LCA applicata ad un modulo fotovoltaico policristallino

Questa visualizzazione semplificata, ma nello stesso tempo trasparente, perché insieme al confronto in punteggi e colori riporta i valori degli indicatori originali, rappresenta un utile strumento di presentazione dei risultati per supportare processi decisionali in cui sono coinvolti esperti e non esperti del campo.
Come mostrato nella Figura 2, la migliore prestazione sociale è ottenuta dal modulo tedesco nell'anno 2008. Infatti la stessa azienda mostra un notevole peggioramento nell'anno 2009. Le ragioni di questo peggioramento possono essere legate alla crisi che ha attraversato le economie europee e mondiali e che, inevitabilmente, ha spostato l'interesse di tutte le compagnie sugli aspetti economici tralasciando gli aspetti sociali.
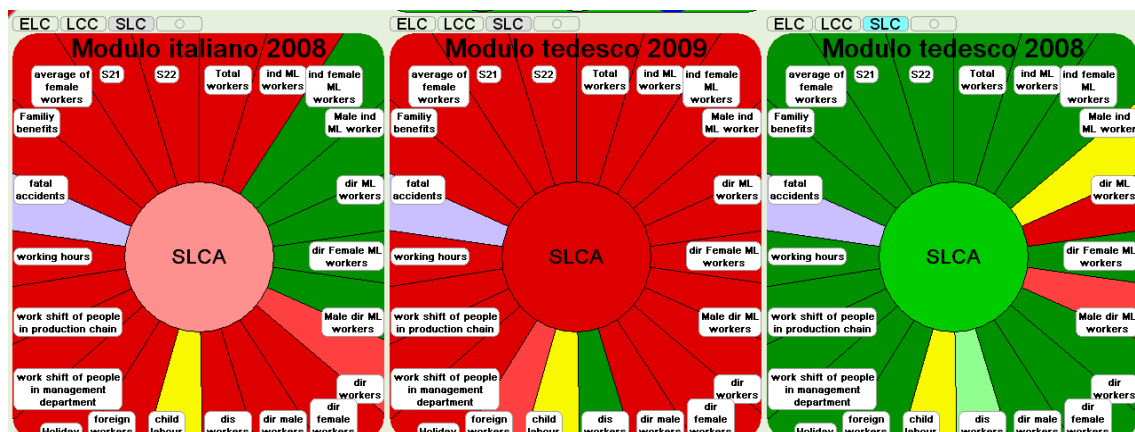
Figura 2: cofronto delle SLCA applicata ai pannelli fotovoltaici policristallini

Conclusioni

Questo lavoro rappresenta una delle prime applicazioni dell'analisi degli impatti sociali della fase di produzione di un modulo fotovoltaico policristallino. La fase del ciclo di vita scelta è stata più volte valutata attraverso la LCA. Pertanto, al fine di completare l'analisi di sostenibilità del prodotto considerato, sono state condotte le altre due analisi: economica e sociale. In questo articolo, sono però presentati solo i risultati ottenuti dall'applicazione della SLCA a due diverse aziende.

Dopo aver identificato il set di indicatori di riferimento, le maggiori difficoltà sono state incontrate, nella campagna di raccolta dei dati. Seppur gli aspetti sociali sembrano riscuotere notevole interesse nei livelli dirigenziali di ogni azienda la comunicazione dei dati all'esterno della stessa è ancora considerato un potenziale rischio per la fama dell'azienda stessa. L'analisi in questa sede ha, come descritto in precedenza, principalmente riguardato la categoria di stakeholders dei lavoratori che risulta essere quella direttamente affetta dalla fase di produzione. Nonostante le difficoltà e grazie ai report aziendali in un caso e alla collaborazione del personale in un altro, è stato possibile avere un quadro abbastanza esaustivo su alcuni aspetti sociali quali: condizioni lavorative e opportunità per i lavoratori coinvolti nel ciclo di produzione.

In generale è possibile concludere che la SLCA di un prodotto necessita ancora di ulteriori sforzi al fine di definire un set di indicatori che sia ampiamente riconosciuto da tutta la comunità scientifica. Inoltre, successivi sforzi devono essere fatti al fine di standardizzare la procedura e di definire univoche metodologie per il calcolo degli impatti. Questa presentata è una delle prime applicazioni della SLCA pertanto anche in questo caso sono auspicabili ulteriori implementazioni della stessa al fine di convalidarne ed eventualmente correggerne gli errori.

Bibliografia

Alsema, EA, & De Wild, MJ 2006, Environmental impacts of crystalline silicon photovoltaic module production. Presented at 13th CIRP Intern. Conf. on life cycle engineering

Barthel, L, Wolf, MA & Eyerer, P 2005, Methodology of Life Cycle Sustainability for Sustainability Assessments. Presentation on the 11th Annual International Sustainable Development Research Conference (AISDRC), 6th–8th of June 2005, Helsinki, Finland

Benoît, C, Norris, GA, Valdivia, S, Ciroth, A, Moberg, A, Bos U., Prakash S, Ugaya C, Beck T 2010, The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! Int J Life Cycle Assess (2010) 15:156–163.

De Wild-Scholten, MJ, Alsema, EA 2006, Environmental Life Cycle Inventory of Crystalline Silicon Photovoltaic System Production - Excel file, ECN report ECN-E--06-019 (ECN Solar Energy, 2006).

Dreyer, L, Hauschild, M, Schierbeck, J 2006, A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment. Int J LCA 11 (2) 88–97 Dreyer L (2006): Interpretation of the Fundamental ILO Conventions into Business Context – Background for development of indicators for Social LCA. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Lyngby, Denmark

Finkbeiner, M, Reimann, K, Ackermann, R 2008, Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) for products and processes. Paper presented at SETAC Europe 18th Annual Meeting, 25-29 May 2008, Warsaw, Poland.

Francia, A 2010, Life Cycle Sustainability Assessment of Photovoltaic Module: Case study of a product in a German and in an Italian facility, Tesi di Master Università degli studi di Perugia e Technische UNiversitaer Berlin, A.A. 2008-2009.

Gauthier, C 2005, Measuring Corporate Social and Environmental Performance: The Extended Life-Cycle Assessment. J Bus Ethics 59 (1–2) 199–206

Hunkeler, D (2006): Societal LCA methodology and case study. Int J Life Cycle Assess Volume 11, Number 6 / November, 2006 (371–382)

IKP, PE, 2002, GaBi 4 Software-System and Database for Life Cycle Engineering (User Guide) Stuttgart, Echterdingen 1992-2002.

ISO 14040, 2006. Environmental management — Life Cycle Assessment — Principles and framework. 2006. International Organisation for Standardization;

ISO 14044, 2006, Environmental management — life cycle assessment — Requirements and Guidelines. Geneva: International Organisation for Standardization

Jørgensen, A, Hauschild MZ, Jørgensen, MS, Wangel, A 2009, Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective, Int J LCA 14:204–214,

Jørgensen, A, Le Bocq, A, Nazarkina, L, Hauschild, MZ 2008, Methodologies for social life cycle assessment. Int J Life Cycle Assess 13(2):96–103

Jørgensen, A., Lai LC, Hauschild MZ 2010, Assessing the validity of impact pathways for child labour and well-being in social life cycle assessment, Int J Life Cycle Assess (2010) 15:5–16.

Kloepffer, W 2003, Life-Cycle Based Methods for Sustainable Product Development. Editorial for the Life Cycle Management (LCM) Section in Int J LCA 8, 157–159

Kloepffer, W 2008, Life Cycle Assessment of Products, Int J LCA 13 (2) 89-95.

Kruse, SA, Flysjö, A, Kasperszyk, N, Scholz, AJ 2008, Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment – an application to salmon production systems, Int J LCA 14 LCA (1) 8-18.

Labuschagne, C, Brent, AC 2006, Social indicators for sustainable project and technology life cycle management in the process industry. Int J Life Cycle Assess 11(1):3–15

Manhart A, Grießhammer R, 2006, Social impacts of the production of notebook PCs – Contribution to the development of a Product Sustainability Assessment (PROSA). Öko-Institut e.V., Freiburg, Germany.

Nazarkina, L, Le Bocq, A 2006, Social aspects of Sustainability assessment: Feasibility of Social Life Cycle Assessment (S-LCA). EDF 2006, Moretsur- Loing, France

Parent, J, Cucuzzella, C, Revéret, JP 2010, Impact assessment in SLCA: sorting the sLCIA methods according to their outcomes, Int J Life Cycle Assess (2010) 15:164–171.

PRé Consultants, 1996, SimaPro. Amersfoort, The Netherlands, Product Ecology Consultants.

Prindle, B, Maggie Eldridge, M, Eckhardt M, and Frederick. A, 2007. The Twin Pillars of Sustainable Energy: Synergies between Energy Efficiency and Renewable Energy Technology and Policy. Report of American Council for an Energy-Efficient Economy, 51 pagg.

Rebitzer, G & Hunkeler, D 2003, Life Cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations, discussing a framework. International Journal of Life Cycle Assessment . Int J LCA 8 (5), 253-256

Schmidt, I, Meurer, M, Saling, P, Kicherer, A, Reuter W, Gensch, C 2004, SEEbalance – Managing Sustainability of Products and Processes with the Socio-Eco-Efficiency Analysis by BASF. Greener Management International (45) 79–94

Spillemaeckers S, Vanhoutte G, Taverniers L, Lavrysen L, van Braeckel D, Mazijn B, Rivera JD (2004): Integrated Product Assessment – The Development of the Label 'Sustainable Development' for Products Ecological, Social and Economical Aspects of Integrated Product Policy. Belgian Science Policy, Belgium

Traverso, M, & Finkbeiner, M 2009. Life Cycle Sustainability Dashboard. Proceeding of the 4th International Conference on Life Cycle Management, 6-9 September 2009. Cape Town, South Africa.

UNEP 2009, Guidelines for social life cycle assessment of products, United Nations Environment Program, Paris SETAC Life Cycle Initiative United Nations Environment Programme ISBN: 978-92-807-3021-0.

Weidema, BP 2006, The integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment. Int J LCA 11 (1) (Special Issue) 89–96

Energy management systems and LCA

VITO D'INCOGNITO

1Take Care International

mail per informazioni: vdincognito@take-care.it

Introduzione

Lo scopo della norma Europea UNI CEI EN 16001 relativa alla implementazione di un Sistema di Gestione dell'Energia ha l'obiettivo finale di promuovere l'efficienza energetica e si colloca nel filone delle norme e regolamenti emessi in applicazione del protocollo di (e del Post) Kyoto.
Infatti, l'Unione Europea, attraverso la **Direttiva 2006/32/CE**, si è impegnata a raggiungere, entro il 2020, i seguenti obiettivi:

- ✓ Riduzione delle **emissioni di gas serra** del 20% rispetto ai livelli del 1990
- ✓ Miglioramento dell' **efficienza energetica** del 20%
- ✓ Aumento del contributo di **energia rinnovabile** del 20%
- ✓ Incremento del 10% del livello di **utilizzo di biocarburanti** nel settore dei trasporti

La norma UNI CEI EN, perfettamente in linea con la Direttiva ha gli ulteriori obiettivi di ridurre il costo della bolletta energetica e di ridurre le emissioni di gas serra attraverso una gestione sistematica della energia nelle diverse sue forme di utilizzo, sia nelle aziende manufatturiere che in quelle di servizi.
Va da se che un sistema di gestione dell'energia permette a qualsiasi organizzazione di avere un quadro chiaro e circostanziato del livello di conformità alla normativa applicabile cosa che dovrebbe essere gia evidente nel caso in cui l'organizzazione abbia gia una certificazione ambientale ISO 14001 o una registrazione EMAS.
In analogia ad altri sistemi di gestione anche quello dell'energia prevede la emissione di una specifica politica improntata al miglioramento continua e quindi basata sulla conoscenza dei diversi utilizzi dell'energia e alla definizione di obiettivi di miglioramento.
La norma UNI CEI EN 16001, perfettamente allineata alla norma ISO14001, sostiene che il successo della sua applicazione dipenda dal "commitment" della direzione aziendale.
Personalmente ritengo che il successo della applicazione di una tale norma dipenda da altri fattori come verrà mostrato più avanti e che la volontà della direzione è solo una condizione necessaria ma non sufficiente.
Va detto che uno dei vantaggi della norma risiede nella certificabilità del sistema di gestione cosa non da poco, che non può essere realizzata con altri norme e linee guide emesse da importanti organizzazioni e associazioni.
Dunque la norma UNI CEI EN 16001 apre una nuova opportunità per le organizzazioni, quella di evidenziare i propri impegni verso il tema della energia e di raggiungere l'ulteriore certificazione dei sistemi di gestione della energia.

Naturalmente, come tutte le norme volontarie, è la singola Organizzazione che ha la facoltà di decidere in merito e di adottare o meno un sistema di gestione dell'energia che, per inciso, potrebbe far comodo al Ministero dell'Ambiente nella gesitone del post Kyoto.

Con l'obiettivo di fare un po' di chiarizza e di cogliere aspetti positivi e negativi, analogie e differenze con altre norme verranno analizzate le seguenti questioni:

1) la norma UNI CEI EN 16001 ha contenuti scientifici?

2) come si colloca rispetto ad altre norme di sistema e rispetto alle norme per la LCA?

3) la norma come e a chi può essere utile?

E da ultimo si proverà ad individuare gli strumenti aggiuntivi che possono rendere Cost-effective" l'implementazione di un sistema di gestione dell'energia.

1. Descrizione

La norma UNI CEI EN 16001 ha una struttura in linea con quella consolidata dei sistemi di gestione Ambiente (ISO 14001) della Sicurezza (OHSAS 18001) e come gli altri sistemi, inclusi i sistemi qualità si basa su una logica di PDCA (Plan, Do, Check, Act) e del miglioramento continuo.

La norma non definisce (e non potrebbe definire) prescrizioni assolute di prestazioni energetica, valori di riferimento in tal senso potrebbero essere identificate nelle BREF e, laddove disponibili, utilizzate come riferimento di benchmarking.

In sintesi si chiede all'organizzazione di avere una politica per la gestione dell'energia di identificare le aree maggiormente critiche/signifiicative di introdure obiettivi di miglioramento e la pianificazione delle attività associate al consumo di energia e di monitorare la situazione in una logica ricorsiva e di miglioramento continuo.

Tuttavia un sistema di gestione dell'energia che non si basi su contenuti tecnici-specialistici sia da parte dei consulenti che da parte dei valutatori energetici rischia di trasformarsi in un ultriore attestato di conformità privo di contenuto.
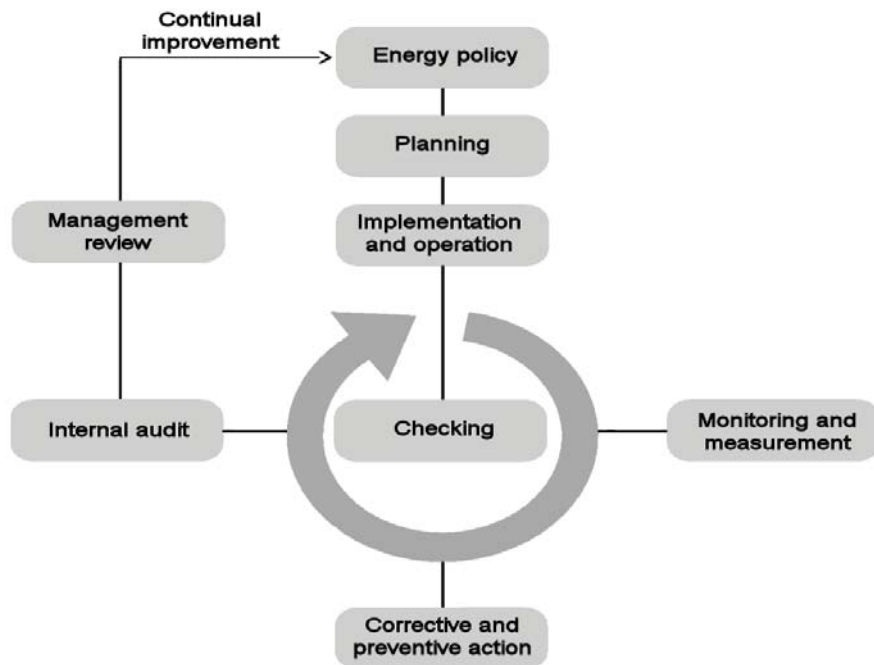
Figura 1: Schema di un Sistema di Gestione dell'Energia

Nel 2008 il Ministero dello Sviluppo economico, con il **Decreto Legislativo n. 115/08** che recepisce la citata Direttiva 2006/32/CE, si è posto l'obiettivo di **rafforzare il miglioramento dell'efficienza** degli usi finali dell'energia creando le condizioni per lo sviluppo e la promozione di un mercato dei servizi energetici.

In particolare, l'art. 16 *(qualificazione dei fornitori e dei servizi energetici)* del D.lgs. n°115/08 di attuazione della Direttiva 2006/32/CE concernente l'efficienza degli usi finali dell'energia e i servizi energetici, punta **ad un approccio metodologico di sistema ad una gestione diffusa dell'energia esercitata in modo specialistico e professionale.**

In particolare il Capo V art. 16 del D.LGS. n°115/08 citato demanda a successivi decreti attuativi (non ancora emessi) l'approvazione di procedure di certificazione per le ESCO, gli esperti in gestione dell'energia, i sistemi di gestione dell'energia e le diagnosi energetiche attraverso l'adozione di apposite **norme tecniche UNI-CEI**.

La norma tecnica (attesa entro il 2010)

> **UNI/CEI EN 15900** ***"Servizi di efficienza energetica. Definizioni e requisiti"***

indica quali sono le capacità che una ESCO deve avere e le attività che deve offrire al fine di garantire un elevato standard qualitativo del servizio erogato.

E intanto?

Nonostante la dimestichezza acquisitia con le norme sui sistemi di gestione, utilizzate da oltre venti anni, esiste il rischio reale che anche i sistemi di gestione dell'energia se non supportati da linee guida applitave (o check list) tecniche rischiano di produrre certificazioni di basso profilo e di scarsa utilità e tutti sappiamo invece quanto sia importante intervenire per ridurre i consumi energetici assieme ai costi energetici e alle emissioni di CO2

Forse una chiave di lettura della lentezza di diffusione della LCA nel mondo imprenditoriale, che adduce motivazioni di complessità e di costi, va cercata nella difficoltà di proporre azioni concrete, siluzioni tecniche capaci di andare oltre la mera identificazione degli hot spot, riguardanti materiali o processi o fasi del ciclo di vita del prodotto/servizio.

La identificazione delle fasi più energivore è condizione necessaria ma non ancora sufficiente per un reale miglioramento ambientale sia del prodotto che della organizzazione in quanto, spesso non sappiamo dove e come intervenire in particolare per migliorare i processi aziendali energetici.

Allora la applicazione di una parte dei requisiti della norma UNI CEI EN 16001 può rivelarsi estremamente utile per una buona applicazione della metodologia LCA.

2. Risultati e discussione

Check list energia 3.1

Esaminiamo velocemente quante diverse forme di energie (anche potenziali) possono essere disponbiili e utilizzate in azienda:

Energia

Elettricità, combustibili fossili, vapore, calore, aria compressa, energia idraulica, cinetica, e altre ancora; ognuna di questi vettori enegetici può essere utilizzato per il processo produttivo, per riscaldamento, illuminazione, trasporto, condizionamento e altro ancora.

Utilizzo dell'energia

Qualsiasi valutazione dei consumi di energia, in qualsiasi sua forma di utilizzo, non dovrebbe limitarsi a misurare il dato ma dovrebbe ancora di più aiutare le aziende a chiarire se il suddetto consumo energetico è adeguato (è conforme per usare un termine delle norme gestionali) ai consumi previsti o attesi e per far questo occorre scendere nell'arena tecnico-specialistica.
Riflettiamo su quante volte il dato utilizzato negli studi di LCA si basa sui dati di consumi medi aziendali ricavati dal rapporto tra consumi di elettricità (o combustibile) e quantità fisica (masse) lavorate senza considerare la adeguatezza delle macchine e gli stessi flussi di energia.
Non si sta parlando di fonti alternative di energia ma di valutazione della efficienza energetica in senso stretto che dovrebbe essere basato su confronti con check list con contenuto tecnico, come è il caso che segue:
In un reparto di lavorazioni meccaniche di precisione, con asportazione di truciolo, che lavoro solo su 1 turno, vengono utilizzate le seguenti forme di energia:

- energia elettrica per i motori asincroni che azionano i mandrini di lavorazione,
- energia elettrica per la pompa di ricircolo delle emulsioni di raffreddamento degli utensili,
- energia elettrica per illuminazione con file di neon tradizionali,
- energia termica per il riscaldamento del reparto realizzata tramite aerotermi,
- energia termica per il condizionamento realizzato con condotte centralizzate.

Ai fini di uno studio di LCA potremmo utilizzare dei misuratori di corrente per misurare tutti i consumi di energia elettrica e termometri o altre tecnologie per misurare la temeperatura ambiente nei periodi estivi o invernali, ma come facciamo a valutare la adeguatezza dei consumi?
Si può partire dai manuali d'uso e di manuutenzione delle macchine che pur fornendo indicazioni sul corretto utilizzo dei macchinari ci informeranno sulla potenza elettrica necessaria ma difficilmente arriveranno al dettaglio delle potenze elettriche assorbite anche nelle normali condizioni operative.
Allora la prima domanda da porsi, e da porre, è se la tecnologia utilizzata sia ancora attuale o sia stata superata facendo riferimento, per esempio, alla Direttiva EuP, basta questa domanda per capire che i motori asincroni possono essere sostituiti da motori a numero di giri variabili e con un altro semplice attuatore si può regolare anche il flusso di emulsione per il raffreddamento degli utensili riducendo consumi elettrici, costi ed emissioni di CO_2.

Opportunità di risparmio energetico	**Utilizzo energetico**	**Azione richiesta**	**Costo soluzione o investimento**	**Riduzione annuale consumi elettricità**	**Riduzione annuale attesa di CO_2**	**Valore economico del risparmio**
Riduzione consumo energetico per azionamenti macchine utensili	Azionamenti meccanici	Sostituzione dei motori elettrici	15000 €	15.000 kWh	8000 kg	4500 €
Riduzione consumo energetico per illuminazione reparto	Illuminazione	Utilizzo di lampade dimmerizzate	9000 €	8000kwh	4500	2500

Costo elettricità = 0,30 €/kWh

Per l’illuminazione del reparto si possono utilizzare lampade dotate di rilevatori di luminosità che integrano (modulano) la quantità di energia necessaria dimezzando i consumi annuali.
Per il riscaldamento invece di utilizzare gli aerotermi che mediamente sono poco efficaci si possono utilizzare pannelli a radianti molto efficaci che non richiedono tempi di “preriscaldamento. (in fase di valutazione l’investimento)

Dunque l’analisi dell’utilizzo di energia applicato in un contesto industriale, ha mostrato in modo analitico la situazione attuale che quando paragonata con lo stato dell’arte permette di individuare le opportunità di miglioramento non in modo generico ma in modo concreto e immediato.
Il progetto è in corso e proseguirà su altri utilizzi energetici quali l’energia termica per il riscaldamento ed il condizionamento, le perdite di aria compressa, l’isolamento termico di pareti e serramenti, l’illuminazione interna ed esterna cercando ulteriori soluzioni nell’ottica del miglioramento continuo in materia di efficienza energitica.
Lavorare in questo modo, proporre soluzioni operative da valore aggiunto a qualsiasi tipo di certificazione o di studio di LCA, anzi, in quest’ultimo caso l’approccio al miglioramento continuo può e deve essere applicato a tutti i comparti ambientali.

3. Conclusioni

La memoria ha presentato i risultati positivi ed i limiti della applicazione della norma UNI CEI EN 16001 ma ha messo ha fuoco una delle debolezze della LCA che ci impegna tutti non solo a identificare ove sono gli impatti ambientali maggiori ma a proporre soluzioni di miglioramento non generiche.

Se tutti sapremo rendere più “operativa” l’esito di una LCA ne guadagnerà l’immagine di questo importante strumento e di tutta la comunità scientifica che vi lavora, spesso, in ombra.

4. Bibliografia

[1] EN 16001 -2009 Energy management systems - Requirements with guidance for.use.
[2] Decreto Legislativo 30 maggio 2008, n. 115 "Attuazione della direttiva 2006/32/CE relativa all'efficienza degli usi finali dell'energia e i servizi energetici e abrogazione della direttiva 93/76/CEE"
[3] DIRETTIVA 2006/32/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO E DEL CONSIGLIO, del 5 aprile 2006,
“concernente l'efficienza degli usi finali dell'energia e i servizi energetici e recante abrogazione
della direttiva 93/76/CEE”

Biodiesel da sintesi Fischer-Tropsch: analisi LCA di consumi energetici ed emissioni di gas serra

Mauro Cordella[1], Carlo Stramigioli[1] e Francesco Santarelli[1]

[1] Alma Mater Studiorum - Università di Bologna, Dipartimento di Ingegneria Chimica Mineraria e delle Tecnologie Ambientali (DICMA),
Via Terracini 28 – 40131 Bologna

mauro.cordella@mail.ing.unibo.it

Sommario

L'utilizzo di biomasse per la produzione di combustibili liquidi è argomento di grande attualità a livello mondiale. L'interesse è in particolare rivolto verso lo sviluppo di processi che permettano la conversione di materiale lignocellulosico in bio-combustibili di "seconda generazione", quali il processo di sintesi Fischer-Tropsch. Il seguente lavoro analizza le fasi del ciclo di vita di un biodiesel prodotto attraverso sintesi FT e fornisce indicazioni preliminari su consumi energetici ed emissioni di gas serra ad esso associate.

1. Introduzione

L'utilizzo di biomasse per la produzione di combustibili liquidi è argomento di grande interesse nell'ambito dello sviluppo di politiche energetiche volte a ridurre il peso dei combustibili fossili: in questa direzione si muove con particolare determinazione la UE (Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009). L'interesse rivolto verso i biocombustibili è motivato dal fatto che questi rappresentano, in confronto ai combustibili fossili, una fonte energetica rinnovabile, potenzialmente abbondante e capace di produrre inferiori quantità di gas serra, al netto dell'anidride carbonica assorbita dalle piante in fase di crescita.

In relazione alle materie prime utilizzate, si fa correntemente riferimento a biocombustibili di "prima generazione" e biocombustibili di "seconda generazione" (Worldwatch Institute, 2007). I primi sono prodotti a partire da piante oleaginose, piante da zucchero e cereali attraverso processi e tecnologie convenzionali e consolidate. I secondi sono invece ricavati da biomasse lignocellulosiche e da materiale organico di scarto ma per la loro produzione sono richiesti processi tecnologici avanzati il cui sviluppo deve essere ancora completato. L'investimento di risorse economiche, scientifiche e tecniche, volte al conseguimento di questo risultato e all'ottimizzazione delle prestazioni ambientali su tutto il ciclo di vita del combustibile, trova ampia motivazione nel fatto che la produzione di biocombustibili di seconda generazione non entra in concorrenza diretta con l'uso della biomassa a fini alimentari e zootecnici.

Il seguente lavoro ha approfondito l'indagine di una filiera "Biomass-to-Liquid" per la conversione di biomassa lignocellulosica a biodiesel attraverso il processo di sintesi Fischer-Tropsch (Spath, Dayton, 2003). La metodologia LCA (ISO 14040, 2006) è stata successivamente applicata al fine di valutare consumi energetici ed emissioni di gas serra associate all'intero ciclo di vita del carburante, che inizia con la coltivazione della biomassa e termina con il consumo del carburante stesso.

2. Descrizione dell'analisi

Lo studio ha considerato la produzione di biodiesel da sintesi FT a partire da panico, potenziale coltura energetica per il contesto italiano, e il successivo utilizzo del carburante in autovetture di piccola-media cilindrata conformi alla normativa Euro 4 (Dieselnet). I seguenti indicatori prestazionali sono stati considerati: consumi energetici e "carbon footprint"; le prestazioni del ciclo di vita sono espresse con riferimento a 100 km mediamente percorsi su tratte urbane ed extraurbane secondo il New European Driving Cycle test (Dieselnet). Le prestazioni sono confrontate anche con quelle derivanti dall'utilizzo di diesel convenzionale in autovetture Euro 4 (Ecoinvent Database 2).

I consumi energetici sono misurati come Cumulative Energy Demand (Frischknecht et al., 2003). Il contenuto energetico della biomassa convertita a biodiesel è stato tuttavia escluso allo scopo di quantificare tutti i contributi energetici non rinnovabili piu' quelli rinnovabili che sono utilizzati per soddisfare le richieste energetiche del sistema.

La "carbon footprint", ovvero il quantitativo di gas serra emessi, è invece calcolata in accordo con i GWP_{100} suggeriti dall'IPCC (IPCC, 2007). Dal conteggio sono state pero' escluse la CO_2 fissata dalle piante attraverso la fotosintesi clorofilliana e le emissioni di CO_2 di origine biogenica. Alle emissioni di CH_4 biogenico è stato invece assegnato un GWP_{100} pari alla differenza tra il GWP_{100} del CH_4 fossile, 25, e la massa di CO_2 che sarebbe stata emessa se il carbonio costituente il CH_4 biogenico fosse stato invece ossidato a CO_2, 44/16. Sono state trascurate le emissioni legate a eventuali cambiamenti nella destinazione d'uso del terreno.

Il ciclo di vita del biodiesel è stato suddiviso in quattro sottosistemi:

- Produzione agricola del panico;
- Sintesi industriale del biodiesel;
- Trasporto del carburante;
- Utilizzo in autovetture.

In accordo con la metodologia LCA, in aggiunta ai consumi energetici di ogni fase ed alle relative emissioni dirette di gas serra, sono stati calcolati anche i contributi associati a: approvvigionamento energetico, principali flussi materiali, smaltimento delle correnti di scarto.

La modellazione di ogni fase ha richiesto un'attenta rielaborazione delle informazioni presenti nella letteratura tecnico-scientifica, ad esempio (Breckenridge et al., 2000; RENEW, Van der Drift et al., 2004; Wade, 1998). Ulteriori database, principalmente Ecoinvent (Ecoinvent Database 2), sono stati consultati allo scopo di completare l'inventario del ciclo di vita. Va precisato che solo i dati riferiti ai processi di Ecoinvent tengono in considerazione anche i carichi associati a macchinari e beni immobili.

Il processo di produzione del panico e la successiva sintesi del biodiesel sono state oggetto di una precedente indagine LCA da parte degli autori (Cordella et al, 2009) e ad essa si rimanda per avere un quadro introduttivo sulla filiera produttiva, riportata in Figura 1, e sulle principali ipotesi operative introdotte in fase di modellazione della stessa. Va in particolare sottolineato che in presenza di co-prodotti i carichi ambientali sono stati tra questi allocati su base energetica.
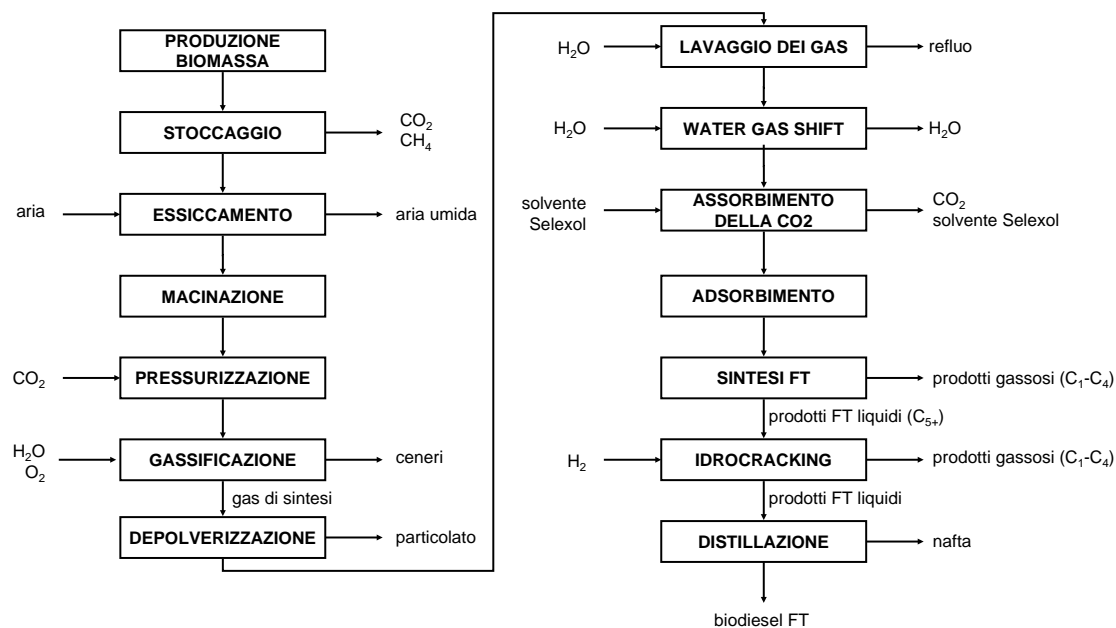
Figura 1: Schema a blocchi del processo di sintesi FT

Un audit dello schema di processo modellato è stato svolto in (Salvini, 2010) e ha portato ad alcune importanti modifiche quali: ricircolo della CO_2 assorbita col processo Selexol, riconsiderazione delle portate di gas coinvolte nella gassificazione.

Lo scenario base analizzato nel presente lavoro non ha considerato la presenza di eventuali recuperi termici nel processo di sintesi FT. Integrazioni alle precedenti analisi hanno inoltre riguardato l'inclusione delle emissioni di gas serra dovute alla decomposizione della biomassa durante lo stoccaggio, 2% di perdita in massa al campo e 6% all'impianto industriale, e all'applicazione di fertilizzanti azotati nel suolo. Per ogni kg di biomassa decomposta è stata considerata l'emissione di 1.67 kg CO_2 e di 0.0667 kg di CH_4, entrambi biogenici (Mann, Spath, 2001). Le emissioni di N_2O sono state stimate in accordo con (De Klein et al., 2006) e risultate essere pari a 0.175 kg di N_2O per kg_{ss} di biomassa.

La successiva modellazione sino alla fine del ciclo di vita ha poi richiesto l'inclusione della fase di trasporto (Ecoinvent Database 2), 150 km dal sito di produzione alla stazione di servizio, e di quella di utilizzo del combustibile, secondo i dati forniti in Tabella 1.

3. Risultati e discussione

I risultati dell'analisi sono mostrati in Tabella 2. Una domanda energetica di 265 MJ_{eq} e un'emissione di 12.7 kg di $CO_{2eq.}$ sono risultati associati ad un'autovettura che percorre 100 km con biodiesel FT. Tali valori corrispondono rispettivamente all'87.5% e al 60.8% dei carichi derivanti dall'utilizzo di diesel convenzionale. Il processo FT sembra quindi diminuire consumi di energia non rinnovabile ed emissioni di gas serra del ciclo di vita. Tuttavia, va fatto osservare che 16.4 kg di panico sono necessari ogni 100 km, per una richiesta complessiva di 13.7 $m^2 \cdot a$, contro una richiesta praticamente trascurabile per il ciclo di vita del diesel convenzionale, 0.054 $m^2 \cdot a$.

Combustibile	**Densità (kg / L)**	**Contenuto energetico (MJ / kg)**	**Consumi (kg / 100 km)**
Diesel FT	0.76	42.6-43.9	5.272
Diesel convenzionale	0.83	43	5.491

Tabella 1: Principali caratteristiche del biodiesel FT e confronto con quelle di un diesel convenzionale [Ecoinvent Database 2, RENEW]

Categoria di danno	**Cumulative Energy Demand (MJ_{eq})**	**Carbon footprint (kg di CO_{2eq})**
Punteggio (U.F. = 100 km)	265	12.7
Analisi inventario	- 83.4% energia da fonti fossili; - 13.8% energia nucleare; - 2.8% energia da rinnovabili.	- 81% CO_2; - 18.4% CH_4; - 0.6% N_2O.
Contributo singole fasi	- 7% fase agricola; - 92.2% fase industriale; - 0.8% trasporto.	- 8.1 % fase agricola; - 91% fase industriale; - 0.9% trasporto.

Tabella 2: caratterizzazione dei consumi energetici e delle emissioni di CO_{2eq} associate al ciclo di vita del biodiesel FT

I 265 MJeq richiesti dal ciclo di vita del biodiesel sono così ripartiti per fonte energetica di approvvigionamento: 83.4% fossile; 13.8% nucleare; 2.8% rinnovabile. La presenza di nucleare e fonti rinnovabili è essenzialmente associata ai mix energetici considerati in Ecoinvent per la produzione di energia elettrica.

Analizzando i contributi delle singole fasi ai consumi energetici del ciclo di vita, si puo' osservare come questi siano principalmente associati al processo FT, il 92.2.%. Il determinante contributo del processo FT è in primo luogo dovuto alle richieste energetiche necessarie per l'approvvigionamento delle correnti di idrogeno (33.2%) e ossigeno (30.3%) consumate nel processo. L'idrogeno, impiegato per l'upgrading dei prodotti della sintesi FT, e l'ossigeno, richiesto durante la gassificazione del panico, sono stati considerati provenire da cracking di idrocarburi e separazione criogenica dell'aria (Ecoinvent Database 2). A questi contributi seguono i consumi diretti di energia termica (16.1%) ed elettrica (8.5%) del processo.

La fase agricola è responsabile per un 7% del fabbisogno energetico, non solo a causa del diesel consumato nella lavorazione del terreno ma anche a causa dell'energia necessaria per la produzione dei fertilizzanti applicati. Il contributo della fase di trasporto del biodiesel appare invece trascurabile (meno dell'1%) e di fatto chiude il bilancio energetico.

La carbon footprint è invece dovuta: per l'81% a emissioni di CO_2; per il 18.4% a emissioni di CH_4 e per lo 0.6% a emissioni di N_2O. Se le emissioni di N_2O sono trascurabili e concentrate nella fase agricola, quelle di CH_4 sono associate anche al processo produttivo.

Emissioni di CH_4 sono infatti presenti durante lo stoccaggio della biomassa e sembrano essere legate anche alla filiera di approvvigionamento considerata per l'idrogeno.

Le emissioni di gas serra contabilizzabili sono principalmente dovute al processo FT, il 91%, principalmente a causa di: produzione e approvvigionamento di ossigeno per la gassificazione (28.6%); richieste dirette di energa termica (19.1%); fabbisogno di idrogeno nella fase di idrocracking (16.4%) e richieste dirette di energia elettrica (10.4%). La fase agricola è responsabile per l'8.1%, mentre il contributo della fase di trasporto del biodiesel appare di nuovo trascurabile (sotto l'1%).

I contributi delle singole fasi ai carichi ambientali sono risultati pressoche' analoghi. È opportuno inoltre far notare il contributo nullo della fase di consumo del biodiesel in entrambi gli indicatori, conseguenza del fatto che l'energia utilizzata in questo stadio e il quantitativo di CO_2 prodotta non sono contabilizzabili secondo la metodologia valutativa prevista. È tuttavia chiaro che la prestazione complessiva risulta fortemente influenzata dall'efficienza energetica dell'autovettura.

Alla luce di questi risultati, i principali interventi volti a migliorare la prestazione del ciclo di vita del biodiesel dovrebbero essere concentrati sul processo di sintesi FT e sull'incremento dell'efficienza energetica nella fase di utilizzo del carburante.

Ottimizzando i recuperi energetici del processo si potrebbero migliorare le prestazioni del ciclo di vita di un 10-15%. L'utilizzo dei coprodotti della sintesi FT per la produzione dell'energia richiesta dal processo potrebbe consentire un ulteriore miglioramento delle prestazioni. Andrebbero inoltre valutati gli effetti derivanti da una serie di varianti logistiche e processuali quali, ad esempio:

- approvvigionamento di idrogeno da fonti diverse rispetto a quella considerata nel presente studio;
- presenza di unità dedicate per la separazione dell'ossigeno dall'aria;
- copertura di parte del fabbisogno energetico con la biomassa stessa;
- sostituzione della biomassa alimentata al processo con altri materiali lignocellulosici.

Un approfondimento di queste ed altre possibili opzioni sarà argomento di successive analisi di sensitività, assieme alla valutazione degli effetti che alcune scelte analitiche possono avere sui risultati dell'analisi, per es. un cambiamento di approccio nel considerare il problema dell'allocazione.

Conclusioni

I risultati conseguiti in questa analisi mostrano come l'utilizzo di biodiesel da sintesi FT potrebbe essere energeticamente piu' efficiente rispetto al diesel fossile convenzionale e portare, a parità di unità funzionale, a una riduzione sostanziale delle emissioni di gas serra. Tuttavia, restano ancora da approfondite ulteriori problematiche, ambientali e non, come ad esempio l'estensione di territorio necessario a garantire la produzione di una certa quantità di bio-diesel, che potrebbe essere o meno disponibile e influenzata da condizioni territoriali specifiche.

La sintesi FT è risultata la fase critica del ciclo di vita, e a ciò contribuiscono in particolare la gassificazione della biomassa e l'upgrading dei prodotti della sintesi FT. I carichi associati a tale fase potrebbero tuttavia essere alleviati con opportuni interventi sul processo e possibili varianti operative andrebbero considerate.

Verifiche e successivi approfondimenti dell'analisi sono previsti in tale ottica, anche in funzione di un confronto tra carburanti alternativi.

Bibliografia

Breckenridge, W.; Holiday, A.; Ong, J.O.Y; Sharp, C. (2000) Use of SELEXOL Process in Coke Gasification to Ammonia Project, Oklahoma

Cordella, M.; Stramigioli, C. et al. (2009) Analisi degli impatti ambientali legati ad una filiera per la produzione di biodiesel di seconda generazione. Atti di Ecomondo 2009, Maggioli Editore, Rimini, 922-927

De Klein, C.; Novoa, R.S.A et al. (2006) N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application, Ch. 11 in the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories

Dieselnet, www.dieselnet.com

Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. Official Journal L 140 , 05/06/2009 P. 0016 – 0062

Ecoinvent Database 2, www.ecoinvent.ch

Frischknecht, R.; Jungbluth, N. et al. (2003) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report Ecoinvent 2000

IPCC (2007) IPCC Fourth Assessment Report. The Physical Science Basis

ISO 14040 (2006) Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework

Mann, M.K.; Spath, P.L. (2001) A life cycle assessment of biomass cofiring in a coal-fired power plant. Clean Prod Processes, 3, 81-91

RENEW, Renewable fuels for advanced powertrains Integrated Project Sustainable energy systems. WP 5.4 Technical Assessment Scientific report.

Salvini, A. (2010) Biodiesel di seconda generazione: LCA della filiera di produzione e consumo, Tesi di LS in Ingegneria Chimica, Università di Bologna, A.A. 2009/2010

Spath, P.L.; Dayton, D.C (2003) Preliminary Screening - Technical and Economic Assessment of Synthesis Gas to Fuels and Chemicals with Emphasis on the Potential for Biomass-Derived Syngas, NREL.

Van der Drift, A.; Boerrigter, H.; Coda, B; Cieplik, M.K.; Hemmes, K. (2004) Entrained flow gasification of biomass. Ash behaviour, feeding issues, and system analyses

Wade A.A. (1998) Report on Biomass Drying Technology, NREL (National Renewable Energy Laboratory), Colorado, 1998

Worldwatch Institute (2007) Biofuels for transport, global potential and implications for sustainable energy and agriculture, Earthscan

Implementazione della metodologia LCA in strumenti per la modellazione e configurazione di linee manifatturiere

Autori: (Carlo Brondi[1], Emanuele Carpanzano[1], Andrea Cataldo[1])

[1]ITIA-CNR, Istituto per le Tecnologie Industriali e Automazione, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Via Bassini 15 20133 Milano
carlo.brondi@itia.cnr.it

Sommario

La LCA comparativa rappresenta uno strumento strategico per la promozione del paradigma della Eco Factory inteso come luogo fisico in cui avvengono processi di trasformazione a impatto ambientale minimo. La pianificazione di processi manifatturieri orientati alla sostenibilità ambientale necessita infatti di sistemi di quantificazione di impatto che siano modulari e integrati con gli strumenti di simulazione tradizionale. Nel presente articolo è stata elaborata un metodologia di calcolo LCA dedicata all'analisi comparativa della efficienza d'uso di macchine e alla configurazione di impianti manifatturieri. Tale metodologia è stata implementata all'interno di un software di modellazione per impianti manifatturieri. Come test case applicativo è stata scelta la fase d'uso di una linea di produzione per pannelli in legno.

Introduzione

I processi di produzione industriale giocano un ruolo rilevante nella determinazione dell'impatto ambientale del ciclo di vita dei prodotti. La necessità della riduzione del peso ambientale di tali processi ha occupato in questi anni un ruolo preminente nelle politiche di ricerca industriale, questo alla luce della diminuzione delle risorse disponibili e dell'aumento dei livelli di consumo. I principi di sostenibilità applicati all'ambito della produzione hanno introdotto paradigmi tesi a modificare i processi di trasformazione come l'ecologia industriale, la clean production, il low carbon manufacturing, la dematerializzazione, i processi a emissione zero, la green chemistry e l'efficienza energetica e in maniera indiretta il Design For Environment.

Diversi organismi internazionali hanno riconosciuto all'LCA un ruolo strategico nella selezione dei processi di trasformazione sostenibili fin dalla sua nascita nel 1993. In particolare l'LCA consente di contestualizzare la reale efficacia dell'applicazione di criteri di ottimizzazione parziale, grazie a una estensione dell'analisi all'esterno dell'ambito produttivo [1]. Tale metodologia è stata dunque implementata negli strumenti di pianificazione e progettazione tradizionali del prodotto come il CAD e il Product Life cycle Management (PLM).

Con l'ulteriore estensione delle strategie di efficienza ambientale la fabbrica stessa è diventata oggetto di studio nei termini di un sistema di servizi con una sua fase d'uso e un suo ciclo di vita [2] [3].

Lo studio dell'impatto del ciclo di vita dei processi nel loro complesso si è spostato dall'analisi dei flussi ottenuti secondo black box sequenziali a un'analisi dinamica di sistemi complessi in cui vengono modellati e ottimizzati nel dettaglio i processi produttivi.

La promozione del paradigma della Eco Factory inteso come luogo fisico in cui avvengono processi di trasformazione a impatto ambientale minimo ha in particolare concentrato l'attenzione sulla LCA comparativa [4].

Tale paradigma ha visto infatti emergere la necessità di standardizzare le performance dei sistemi di produzione da un punto di vista ambientale secondo aspetti che includano anche il loro ciclo di vita. Questo sia nell'ottica di ottimizzare la tracciatura dei prodotti e il raccoglimento di informazioni ambientali per le singole fasi del loro ciclo di vita sia nell'ottica di quantificare il contributo introdotto dai processi di trasformazione industriale nel ciclo di vita di tali prodotti[5].

1. Limiti di implementazione delle simulazione LCA negli strumenti di pianificazione della produzione

La complessità del calcolo di LCA applicato a linee di produzione pone alcuni limiti nell'implementazione di questa metodologia all'interno di tool di simulazione e configurazione tradizionali. Le principali barriere di implementazione riguardano i seguenti aspetti

- la definizione dei confini del sistema

Il ciclo di vita delle linee di produzione include non solo la loro fase d'uso ma la fabbricazione e dismissione delle diverse macchine utensili e dispositivi meccanici inclusi nella linea. Tali dispositivi sono composti decine di migliaia di parti monomateriali. Una analisi LCA completa richiede da un lato un elevato numero di informazioni, dall'altro è di difficile applicazione in virtù dell'estrema variabilità dell'architettura delle macchine. Tali manufatti rientrano infatti nell'insieme dei prodotti tecnologici altamente customizzabili per le quali le LCA sono onerose.

- la definizione di profili funzionali standard per la fase d'uso

La LCA nasce tradizionalmente come strumento per monitorare e misurare il ciclo di vita di singoli prodotti. Un adattamento della metodologia tradizionale ad un approccio gate to gate di processo necessita di precise ipotesi per potere essere implementato [6]. Le linee di produzione possono effettuare un numero di operazioni variegato a parità di semilavorato entrante. All'aumentare della riconfigurabilità della linea aumenta inoltre il tipo di effetto apportato al ciclo di vita di differenti famiglie di prodotto. Questo rende più ampio il catalogo di operazioni standard normalmente considerato nel calcolo LCA.

- l'allocazione di impatto di processo e di prodotto

L'impatto della fase d'uso di una linea produttiva può essere vista come una parte del ciclo di vita sia del prodotto processato (fase di produzione) che del sistema di produzione (fase d'uso). Una corretta allocazione di impatto (Figura 1) consente di riutilizzare questo tipo di dato sia per le modellazioni di processo che di prodotto [7]. È tuttavia necessario escludere il calcolo dell'impatto per le sottofasi non comuni a entrambi i cicli di vita, generalmente tali fasi sono quelle legate alla produzione dei semilavorati entranti. Errate allocazioni inficiano la riutilizzabilità del dato, al contrario un calcolo corretto può essere utilizzato per modellare operazioni più complesse e per la comparazione delle performance di elementi o linee [8].
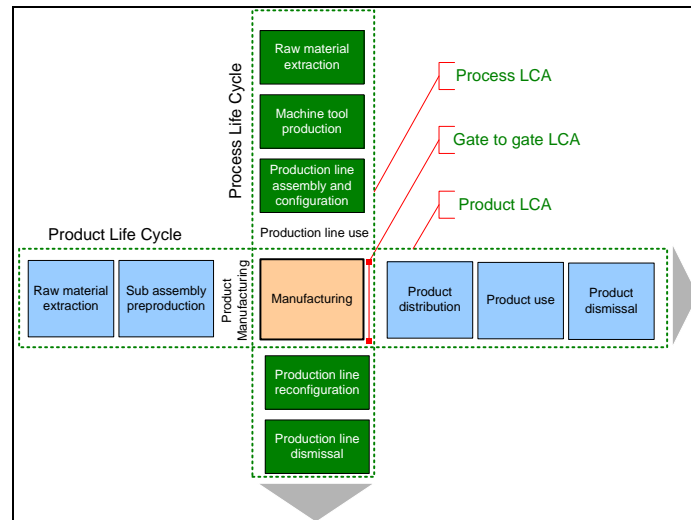
Figura 1: Correlazione tra LCA di processo e di prodotto

- la variabilità e l'incertezza nella determinazione dell'impatto

I consumi delle macchine variano in base al tipo di semilavorato da processare, al tipo di operazione pianificata e alla configurazione della macchina. I consumi reali dell'impianto dipendono però anche da variabili "nascoste" come la velocità delle operazioni, i cicli di manutenzione della macchina, le operazioni di setup o i consumi in fase di buffer. Nel caso di operazioni compiute in parallelo diventa più complesso rintracciare i consumi reali delle singole operazioni. Il tipo di semilavorato da processare condiziona l'impatto della macchina sia attraverso i consumi della macchina necessari per la sua trasformazione sia attraverso la creazione dello scarto. Analogamente l'utilizzo di materiali ausiliari diversi come i liquidi lubrificanti, i liquidi refrigeranti, i fluidi idraulici o eventuali materiali di aggiunta modificano attraverso lo scarto per singola operazione l'impatto della linea e dei singoli processi di trasformazione. Infine nel corso della fase d'uso delle macchine che operano su una linea, mediamente di circa 20-30 anni, la macchina stessa è soggetta a deterioramento ed upgrading. Questo implica un cambiamento dei suoi profili di consumo e dei suoi profili funzionali.

- orientamento dei tool di modellazione LCA

L'alta flessibilità dei processi produttivi e il numero di informazioni necessarie in fase di inventario per l'LCA rende tuttora limitato il margine di utilizzo di questi strumenti da parte di analisti non qualificati. Analogamente i maggiori tool di configurazione e modellazione di impianto non integrano strumenti per il calcolo e la simulazione dei consumi.

I tool LCA maggiormente orientati alla modellazione dei processi produttivi sono quelli più orientati al monitoraggio dei flussi di massa e di energia (MFA) o sono strumenti LCA tradizionali dotati di database ampi che consentono di gestire la modellazione di svariati processi di lavorazione (Figura 2). La modellazione ottenibile tramite questi strumenti è tuttavia ancora poco flessibile [9] rispetto ai numerosi cambiamenti nell'operatività della linea e opera sulla base di parametri differenti da quelli normalmente considerati dai progettisti di impianto.
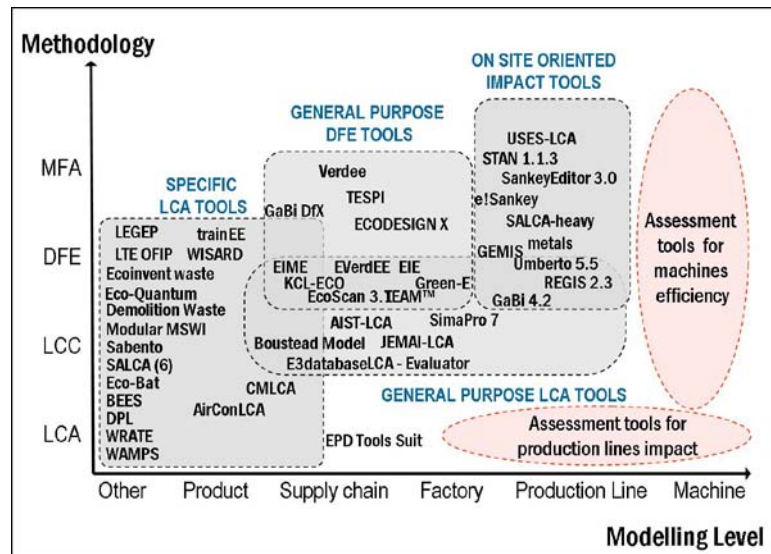
Figura 2: Tools per la modellazione di linee produttive sostenibili

2. Sviluppo di una metodologia semplificata di calcolo per LCA di linee produttive

A livello generale sono stati individuati i principali driver che condizionano l'impatto in fase di utilizzo di un impianto manifatturiero e che ne descrivono lo stato e le performance di funzionamento. Tali driver fanno parte di tre classi: le variabili operative in fase d'uso (tipi di operazione che l'impianto può eseguire e semilavorati entranti), la modalità di configurazione delle singole macchine (dispositivi installati e materiali ausiliari selezionati) e le variabili di ingresso-uscita (modifiche nelle caratteristiche e nell'origine/destinazione dei flussi trasversali). La metodologia di calcolo LCA comparativa applicata ai sistemi manifatturieri ha richiesto alcune modifiche al metodo di analisi tradizionale.

Al fine di rendere riutilizzabile e standardizzabile il calcolo LCA per la singola macchina e linea l'impatto viene espresso in maniera modulare come una combinazione dei profili di consumo delle singole macchine e dei profili ambientali di flussi trasversali noti (Figura 3).
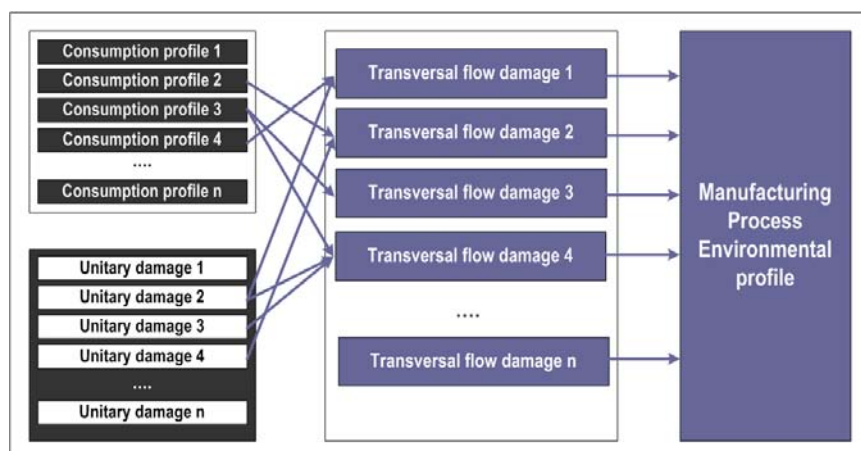
Figura 3: Calcolo LCA modulare applicato a un processo manifatturiero

La fase di inventario è stata realizzata in maniera da descrivere le diverse macchine utensili come singoli black box e aggregare successivamente gli impatti sull'intera linea (Figura 4). Per ogni macchina sono state quantificate le prestazioni ambientali identificando e misurando l'impatto dei flussi trasversali non rientranti nel prodotto finale.
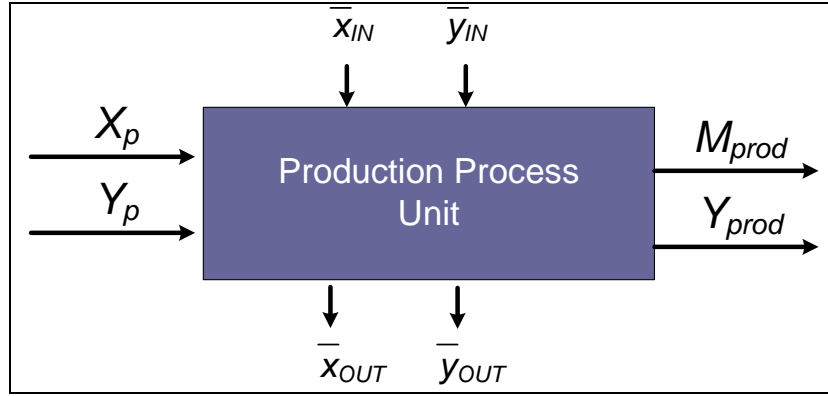
Figura 4: Identificazione dei profili di consumo per una macchina utensile

Il calcolo complessivo degli impatti ambientali avviene attraverso le seguenti relazioni matematiche

$$E_{LCA} = \left\{ \sum_{i=1}^{n} e_{xi\,IN}\, \overline{x}_{iIN} + \sum_{k=1}^{p} e_{xk\,OUT}\, \overline{x}_{kOUT} \right\} + \left\{ \sum_{j=1}^{m} e_{yj\,IN}\, \overline{y}_{jIN} + \sum_{l=1}^{q} e_{yl\,OUT}\, \overline{y}_{lOUT} \right\} \quad (1)$$

$$\left(X_P + X_{AUX}\right)_{IN} = \sum_{i=1}^{n} \overline{x}_{iIN} + M_{prod} = \left(X_P + X_{AUX}\right)_{OUT} = \sum_{k=1}^{p} \overline{x}_{kOUT} + M_{prod} \quad (2)$$

$$\left(Y_P + Y_{AUX}\right)_{IN} = \sum_{j=1}^{m} \overline{y}_{kIN} + Y_{prod} = \left(Y_P + Y_{AUX}\right)_{OUT} = \sum_{l=1}^{q} \overline{y}_{lOUT} + Y_{prod} \quad (3)$$

Dove:

- E_{LCA} è l'impatto complessivo del processo di trasformazione
- $\overline{x}_{IN}$ ed $\overline{x}_{OUT}$ sono i flussi di massa in ingresso e in uscita
- $\overline{y}_{IN}$ ed $\overline{y}_{OUT}$ sono i flussi di energia in ingresso e in uscita
- X_P ed Y_P sono i flussi di massa ed energia relativi al semilavorato entrante
- X_{AUX} ed Y_{AUX} sono i flussi di massa ed energia relativi al materiali ausiliari dissipati
- M_{prod} e Y_{prod} sono la quantità di massa e energia contenuti nel semilavorato finale
- e_{xIN} ed e_{xOUT} sono i profili ambientali per unità di massa in ingresso e in uscita
- e_{yIN} ed e_{yOUT} sono i profili ambientali per unità di energia in ingresso e in uscita

Questo approccio consente di esprimere compiutamente le prestazioni della macchina in termini di sostenibilità.

- In particolare il rendimento ambientale locale della macchina è espresso dai profili di consumo sulla base delle sue condizioni di utilizzo. I profili di consumo coincidono con la quantità massa ed energia (*x* e *y*) consumata per operazione e non riutilizzabili per la stessa operazione (equazioni 2 e 3).
- Il suo rendimento ambientale globale fa invece riferimento agli impatti unitari dei flussi trasversali, ovvero è riferito alle caratteristiche dei flussi in ingresso ed uscita che non rientrano nel semilavorato finale (M_{prod}). Il calcolo dell'impatto complessivo di un processo manifatturiero può dunque essere espresso come aggregazione dell'impatto di flussi trasversali caratteristici. Tali flussi di massa e di energia hanno, a differenza dei profili di consumo, un margine di variabilità più limitato, le condizioni di subfornitura di un impianto sono infatti generalmente ben definite (tipo di semilavorati, condizioni di fornitura energetica ecc.). Una volta identificati tali flussi possono essere caratterizzati con precisione attraverso LCA modulari di tipo cradle-to-gate o cradle-to-grave arrivando a determinare i vettori di impatto unitario e_x ed e_y per tutti i flussi di massa e di energia (*x* e *y*) coinvolti nella trasformazione.

3. Implementazione della metodologia semplificata in un tool software e applicazione ad un caso reale

La metodologia semplificata è stata integrata all'interno di un software per la modellazione e configurazione di impianto. Il software descrive le condizioni di operatività dell'impianto (tempo di processamento di un lotto, tempi di buffer ecc.) una volta definite le caratteristiche delle macchine che compongono la linea, il tipo di operazioni da effettuare e il lotto da processare (Figura 5).
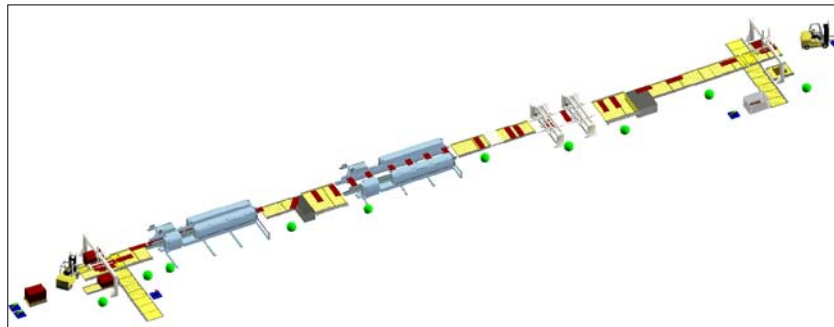
Figura 5: Emulazione di una linea per il legno attraverso il software a eventi discreti

L'algoritmo per il calcolo LCA utilizza i parametri di configurazione della macchina (operazioni da effettuare, gruppi e materiali ausiliari utilizzati) e i parametri che definiscono le condizioni generali di funzionamento dell'impianto (lotto da processare e tipo di approvvigionamento energetico). Tali parametri sono parzialmente disponibili nel momento in cui si modella la funzionalità della linea.

All'interno del tool vengono invece archiviati separatamente:

- i dati relativi al consumo dei gruppi installati sulla macchina (per ogni gruppo installato i consumi vengono diversificati in base al tipo di operazione effettuata). Tale dato è fornito da ogni produttore delle macchine;

- o i dati relativi agli impatti unitari dei flussi caratteristici per tutte le macchine (impatti unitari per mix energetici di approvvigionamento, scarti di materiali diversi provenienti da semilavorati, tipologie diverse di materiali ausiliari etc). Tale calcolo è compiuto dal Life Cycle analyst utilizzando la metodologia di calcolo CML 2001.

Il profilo di consumo viene dunque ricostruito attraverso aggregazioni progressive dei consumi e correlazione successiva con gli impatti caratteristici secondo l'equazione 1. Nel caso di una squadrabordatrice ad esempio i flussi caratteristici riguardano specifici lubrificanti, liquidi distaccanti e di alcuni materiali di aggiunta. A tali consumi vanno aggiunti quelli dipendenti dalla configurazione della linea come il consumo di aria compressa, di aria aspirata, energia e del semilavorato entrante.

Flusso analizzato	JBRIFICANTE ENERICO	LUBRIFICANTE AGIP ACER 32	DISTACCANTE RIEPE NFLY	DISTACCANTE RIEPE LPZ_II	GRASSO AGIP GR MU EP1	Bordo PVC	Bordo ABS	MDF	MASSELLO	COMPENSATO	ARIA COMPRESSA
Unità di misura	1gr	1gr	1gr	1gr	1gr	1 mm3	1 mm3	1 mm3	1 mm3	1 mm3	1 NL
Fasi	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo e riciclo	utilizzo
CML2001, Abiotic Depletion (ADP) [kg Sb-Equiv.]	1,72E-15	1,29E-15	1,56E-15	1,50E-15	1,43E-15	1,96E-18	1,96E-18	2,22E-19	3,16E-20	2,09E-19	5,25E-14
CML2001, Acidification Potential (AP) [kg SO2-Equiv.]	2,34E-16	1,37E-16	2,06E-16	1,40E-16	1,80E-16	3,52E-19	5,95E-19	5,71E-20	1,77E-20	8,42E-20	2,26E-14
CML2001, Eutrophication Potential (EP) [kg Phosphate-Equiv.]	1,51E-16	2,99E-17	1,41E-16	4,96E-17	3,81E-17	7,28E-20	1,64E-19	1,50E-20	6,55E-21	3,44E-20	3,04E-15
CML2001, Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot. (FAETP inf.) [kg DCB-Equiv.]	1,18E-16	8,25E-17	6,08E-17	1,95E-17	9,13E-17	1,07E-20	3,24E-19	4,35E-20	1,51E-20	1,01E-19	1,39E-14
CML2001, Global Warming Potential (GWP 100 years) [kg CO2-Equiv.]	1,62E-16	1,33E-16	3,30E-16	3,30E-16	1,89E-16	6,41E-19	1,07E-18	4,08E-19	2,19E-19	5,90E-19	2,65E-14
CML2001, Human Toxicity Potential (HTP inf.) [kg DCB-Equiv.]	3,55E-17	2,65E-17	5,73E-17	2,02E-17	2,79E-17	8,20E-21	1,15E-18	1,05E-20	2,20E-21	1,69E-20	2,79E-15
CML2001, Marine Aquatic Ecotoxicity Pot. (MAETP inf.) [kg DCB-Equiv.]	2,35E-15	1,11E-15	1,18E-15	4,18E-16	1,31E-15	7,35E-19	6,83E-18	1,09E-18	2,57E-19	1,18E-18	6,92E-13
CML2001, Ozone Layer Depletion Potential (ODP, steady state) [kg R11-Equiv.]	5,66E-18	5,13E-19	4,46E-18	6,68E-18	6,30E-19	1,04E-20	2,22E-20	3,95E-22	7,27E-23	4,30E-22	6,06E-17
CML2001, Photochem. Ozone Creation Potential (POCP) [kg Ethene-Equiv.]	4,33E-16	5,84E-17	1,79E-16	2,02E-16	1,41E-16	2,90E-19	8,69E-19	2,24E-20	2,03E-20	5,44E-20	4,79E-15
CML2001, Radioactive Radiation (RAD) [DALY]	1,17E-16	2,95E-17	6,81E-17	1,71E-17	4,08E-17	1,01E-19	5,02E-19	7,16E-20	2,04E-20	7,71E-20	5,15E-14
CML2001, Terrestric Ecotoxicity Potential (TETP inf.) [kg DCB-Equiv.]	1,52E-16	1,32E-16	1,05E-16	3,20E-17	1,48E-16	2,58E-20	9,24E-20	5,66E-20	1,32E-20	2,01E-19	1,31E-14

Tabella 1: Esempio di archiviazione di profili di impatto unitari

L'algoritmo di calcolo è in grado di quantificare il profilo ambientale della macchina e della linea per ogni condizione di funzionamento selezionata.

In Figura 6 è mostrato come esempio il calcolo del profilo ambientale compiuto nel caso di una squadrabordatrice per un pannello di legno massello con bordo in ABS e nell'ipotesi di utilizzo di un impianto solare locale.
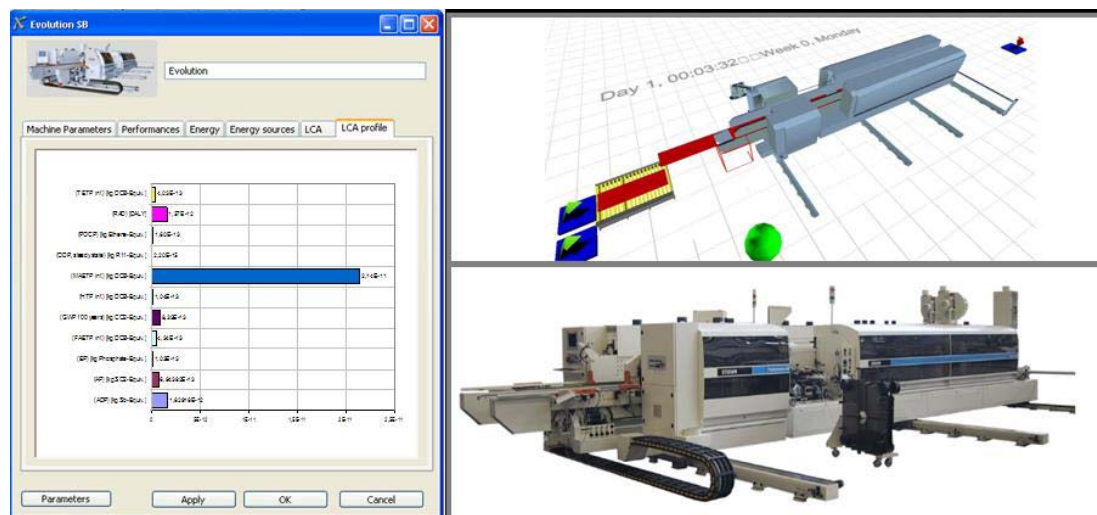
Figura 6: Simulazione del profilo ambientale di una squadra bordatrice

4. Conclusioni

Sono state modellate e studiate le diverse condizioni di funzionamento di macchine operanti su una linea produttiva per il legno calcolandone il profilo ambientale per alcune tipologie. L'analisi dimostra come strategie di efficienza energetica e di approvvigionamento energetico alternativo non bastino da sole ad alterare significativamente l'impatto ambientale della linea considerata (Figura 7). È dunque necessario integrare le analisi sui consumi energetici con metodi per l'individuazione degli scarti o materiali ausiliari critici nell'ottica di una loro sostituzione.
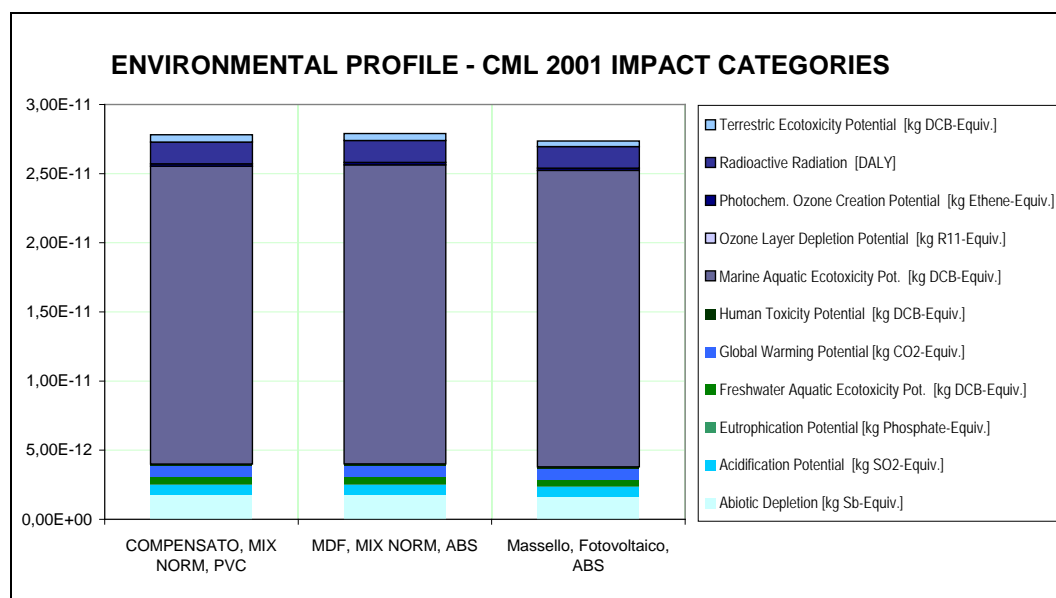
Figura 7: Calcolo del profilo ambientale di una squadrabordatrice per tre condizioni di configurazione della linea

La modularità nel calcolo degli impatti ha consentito l'integrazione della metodologia LCA all'interno della modellazione e configurazione di sistemi produttivi complessi. L'incertezza dell'analisi può essere ulteriormente diminuita:

- nel calcolo degli impatti unitari catalogando separatamente gli impatti in base al tipo di consumo o separando, nel computo complessivo, i flussi che sono completamente dissipati (ad esempio quelli relativi all'energia) da quelli recuperabili (ad esempio quelli relativi alcuni tipi di materiali).
- nel calcolo dei profili di consumo introducendo modelli di simulazione dipendenti da variabili come la velocità di funzionamento, l'usura della macchina e lo stato di funzionamento della linea. La verifica di tali modelli deve essere basata su misurazioni in loco sulla linea di produzione.

Sarà oggetto di futuri sviluppi l'integrazione della metodologia LCA presentata con funzioni di simulazione discreta delle linee produttive. Ciò consentirà di realizzare LCA dinamiche in grado di simulare l'evoluzione del profilo ambientale della linea al variare del tempo.

Bibliografia

[1] Hauschild, M., Jeswiet, J., Alting, L., 2005, From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives, CIRP Annals, 54/2:1-21.

[2] Hon, K.K.B., 2005, Performance and Evaluation of Manufacturing Systems, CIRP Annals, 54/2:675-690.

[3] Carpanzano, E., Jovane, F., 2007, Advanced Automation Solutions for Future Adaptive Factories. CIRP Annals, 56/1:435-438.

[4] Sonnemman et al., 2004, Integrated life-cycle and risk assessment for industrial processes, Lewis publishers.

[5] Molina-Murillo, S. A., Smith, T. M., 2009, Exploring the use and impact of LCA-based information in corporate communications, Int. Journal of Life Cycle Assessment, 14:184–194.

[6] Reap et al., 2008, A survey of unresolved problems in life cycle assessment Part 1: goal and scope and inventory analysis , Int. Journal of Life Cycle Assessment, 13:290–300.

[7] Bojarski et al, 2009, Incorporating environmental impacts and regulations in a holistic supply chains modelling - An LCA approach, Journal of Computers and Chemical Engineering, 33:1747–1759.

[8] Buxmann et al, 2009, Independent information modules - a powerful approach for life cycle management, International Jour. Life Cycle Assessment, 14/Suppl 1:92–100.

[9] Jeswani et al., 2010, Options for broadening and deepening the LCA approaches, Journal of Cleaner Production, 18:120–127.

LCA del veicolo ibrido plug-in : il punto sulla ricerca

Pierpaolo Girardi

ERSE SpA

girardi@erse-web.it

Sommario

L'introduzione, nel mercato italiano ed europeo, di veicoli ibridi plug-in (ricaricabili dalla rete elettrica) e di veicoli elettrici per il trasporto passeggeri sembra una grande opportunità per ridurre l'inquinamento urbano. Tuttavia, come contropartita, si può verificare un aumento di impatti ambientali a monte e a valle della fase d'uso. In particolare, per quanto riguarda la CO_2, in funzione delle fonti utilizzate per produrre energia elettrica, le emissioni lungo il ciclo di vita dei veicoli elettrici e di ibridi plug-in possono essere sia molto inferiori a quelle di un veicolo ibrido che superiori, fino a raggiungere quasi quelle di un normale veicolo a benzina.

Introduzione

L'introduzione, nel mercato italiano ed europeo, di veicoli ibridi plug-in (ricaricabili dalla rete elettrica) e di veicoli elettrici per il trasporto passeggeri sembra una grande opportunità per ridurre i drammatici eventi di inquinamento urbano di cui sono vittime le nostre città. Tuttavia, è evidente che a fronte di questa riduzione di impatti nella fase di utilizzo del veicolo, dovute a ridotte o nulle emissioni atmosferiche, si verifica un aumento di impatti in tempi e luoghi diversi. Occorre infatti produrre, ricaricare e smaltire le batterie. La produzione e lo smaltimento delle batterie e l'energia necessaria per ricaricarle, comportano impatti ambientali. Per capire quale sia il costo ambientale da pagare a fronte dei vantaggi offerti dai veicoli ibridi plug-in (PHEV) ed elettrici (EV), occorre analizzare l'intero ciclo di vita dei veicoli e confrontarli con i veicoli a combustione interna (ICE) ed ibridi attuali, non plug-in (HEV). A questo fine è in corso in ERSE uno studio finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico nell'ambito dell'Accordo di Programma tra ERSE ed il Ministero dello Sviluppo Economico - D.G.E.R.M. stipulato in data 29 luglio 2009 in ottemperanza del DM, 19 marzo 2009.

I dati disponibili: analisi di letteratura

Sebbene l'argomento sia molto attuale, la letteratura non è così ricca come ci si aspetterebbe. In tutti gli studi analizzati, risulta che gli impatti della fase di costruzione e dismissione del veicolo, eccezion fatta per le batterie, sono identici nei diversi casi (Samaras e Meisterling 2008) e che quindi sia possibile escluderli dall'analisi ai fini del confronto, come è possibile vedere in Figura 1. È questa un'ipotesi che accetteremo anche nel nostro studio .
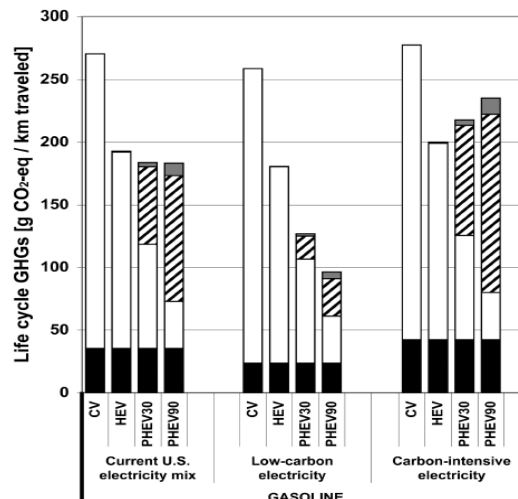
Figura 1: Risultati del confronto in termini di emissioni CO_2 lungo il ciclo di vita di 4 veicoli: uno tradizionale (CV) uno HEV e 2 PHEV. La costruzione del veicolo è identica nei 4 casi (fonte: Samaras, Meisterling 2008). I PHEV sono seguiti dai km di autonomia in modalità solo elettrica

Un altro elemento emerso dagli studi analizzati è la centralità delle batterie nella LCA di HEV, PHEV e soprattutto EV. Ciò nonostante, i dati disponibili inerenti inventari di batterie per autotrazione, ed in particolare di batterie basate sul litio, non sono facilmente reperibili. Due tra i principali studi ritrovati in letteratura non trattano (Rantik 1999), o trattano marginalmente (Matheys e Van Autenboer 2004) questo tipo di batterie. Indicazioni più interessanti e recenti provengono da uno studio Empa (Gauch et al 2009), che riporta un'analisi del ciclo di vita di batterie litio – ioni. Qui vengono evidenziate e confrontate le emissioni di CO_2 di veicoli standard (ICE) ed elettrici sia per la costruzione (Figura 2), sia per l'intero ciclo di vita (Figura 3).
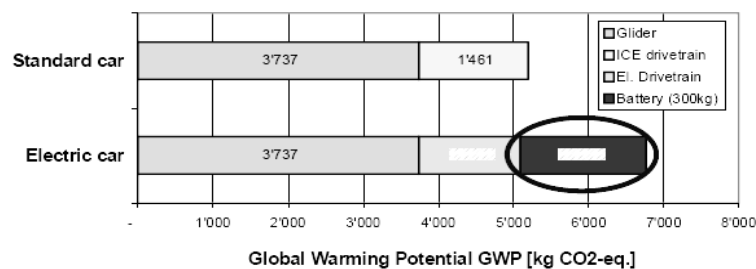
Figura 2: Emissione di gas climalteranti per la costruzione dell'auto elettrica e a combustione intera, Fonte EMPA (Gauch et al 2009)
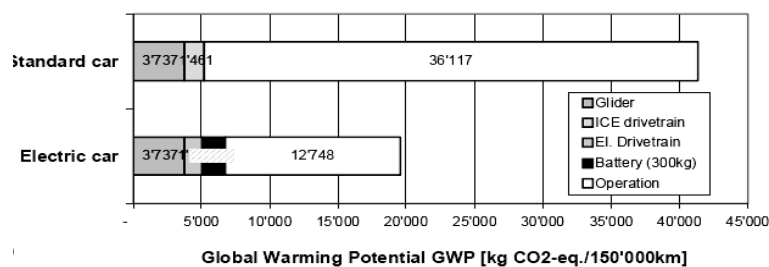
Figura 3: Emissione di gas climalteranti per la costruzione e l'utilizzo per 150000 km dell'auto elettrica e a combustione intera, Fonte EMPA (Gauch et al 2009)

Infine, per quanto riguarda gli impatti ambientali dei PHEV, giocano ruolo fondamentale due parametri: la quota parte di km annui coperti in modalità elettrica (detto utility factor), ed il sistema di produzione di energia elettrica che ricarica la batteria (Figura 1. L'utility factor dipende essenzialmente dall'autonomia del PHEV in modalità solo elettrica e dalle abitudini di guida (percorrenza media annua, percorrenza giornaliera...). La Tabella 3 mostra l'influenza di tale parametro sui consumi dei PHEV a partire dalle ipotesi sviluppate da EPRI in uno degli studi più completi sugli impatti ambientali dei PHEV (Duvall et al 2007).

Unità Funzionale, Confini del sistema e categorie di impatto

L'unità funzionale, poiché nel caso in esame il servizio reso dal sistema è il trasporto di passeggeri sarà: UF =100km*passeggero. Sulla base di quanto visto in EPRI (Duvall et al 2007), ed ipotizzando lo stesso consumo energetico per i veicoli elettrici e per gli ibridi in modalità elettrica (il maggior peso della batteria è compensato dall'assenza di motore a combustione interna) si ottengono i consumi esposti in Tabella 3.

	Unità	ICE (benzina)	HEV	PHEV 16	PHEV 32	PHEV 64	EV
percorrenza annua	km	15000	15000	15000	15000	15000	15000
utility factor	%	---	---	12	49	66	100
Consumo di benzina	km/l	12.90	20.04	20.04	20.04	20.04	20.04
Consumo di elettricità	kWh/km	---	---	0.16	0.16	0.16	0.16
consumo combinato							
100 km	benzina l	7.75	4.99	4.39	2.55	1.70	0.00
	elet. kWh	0.00	0.00	1.90	7.76	10.46	15.84

Tabella 3: Consumi energetici per l'unità funzionale. I veicoli plug-in sono seguiti da km di autonomia solo elettrica. Fonte EPRI (Duvall et al 2007), elaborazioni ERSE. I PHEV sono seguiti dai km di autonomia in modalità solo elettrica

Per quanto riguarda i confini del sistema, alcune considerazioni, come accennato, è possibile trarle dalla letteratura analizzata. La costruzione del veicolo, non comporta impatti sostanzialmente differenti per i diversi veicoli. Allo stesso modo non dovrebbero presentarsi differenze degne di nota sullo smaltimento. Poiché l'obiettivo dello studio è il confronto tra veicoli queste parti dell'analisi verranno trascurate. Allo stesso modo verrà trascurato il ciclo di vita della batteria del veicolo a combustione interna perché poco rilevante (Girardi e Caizzi 2001). Rimanendo in tema di batterie verranno analizzate batterie al litio per EV e PHEV, mentre per HEV considereremo delle batterie NiMH. È inoltre considerato accettabile utilizzare i soli dati relativi all'approvvigionamento dei materiali in quanto l'assemblaggio comporta impatti trascurabili (Matheys e Van Autenboer 2004). Verranno ovviamente considerati gli impatti legati all'utilizzo del veicolo e alle filiere dei vettori energetici utilizzati: energia elettrica e benzina.

La scelta delle categorie di impatto privilegerà le emissioni atmosferiche, quindi Effetto serra, Acidificazione Atmosferica, Formazione di ossidanti fotochimici, emissione di particolato, senza tuttavia trascurare il consumo di risorse non rinnovabili e la produzione di rifiuti che può essere il tallone di Achille per EV e PHEV. Nel presente articolo, tuttavia, ci limitiamo ad analizzare le emissioni di CO_2.

Primi risultati

Per stabilire quali siano gli impatti dei PHEV ed dei EV è necessario individuare innanzi tutto quale sia il mix di fonti e tecnologie utilizzate per produrre l'energia elettrica. Tuttavia il sistema di produzione di energia elettrica potrebbe, nel medio periodo, essere influenzato proprio dalla domanda aggiuntiva di energia dovuta alla mobilità elettrica. Per questo sono in corso in ERSE simulazioni tramite il modello MATISSE (Benini et al, 2009) per capire come tale domanda influenzerà il parco di generazione elettrica. Nell'immediato, o nel brevissimo termine, anche il comportamento degli utenti influenza gli impatti dell'energia elettrica che ricaricherà le batterie. In funzione dell'orario di ricarica, infatti, potranno entrare in produzione impianti diversi. Questi aspetti saranno analizzati attraverso il modello MTSIM (Migliavacca e Formaro, 2009). Utilizzando le ipotesi sviluppate da EPRI (Duvall et al 2007) illustrate in Tabella 3, sull'utility factor e sui consumi, alcune caratteristiche delle auto (Hacker et al 2009) ed applicando il fattore di emissioni del parco termoelettrico Italiano attuale (ipotizzando quindi una ricarica notturna) è possibile fin d'ora avere dei risultati preliminari, illustrati in Figura 4. Tali risultati riguardano le emissioni di anidride carbonica. Per quanto riguarda la batteria, le emissioni di anidride carbonica nel ciclo di vita tengono conto di un parziale recupero dei materiali a fine vita (Ishihara et al, 2002) mentre le emissioni di CO_2 del parco termoelettrico tengono conto della fase di esercizio degli impianti, della costruzione, dell'approvigionamento delle fonti primarie e delle perdite di rete (658 CO_2 g/kWh). Come si vede dal grafico, l'effettiva riduzione delle emissioni di anidride carbonica tra veicoli ibridi (HEV) e veicoli a trazione elettrica (siano essi PHEV o EV) dipenderà fortemente dal tipo di energia che caricherà le batterie.
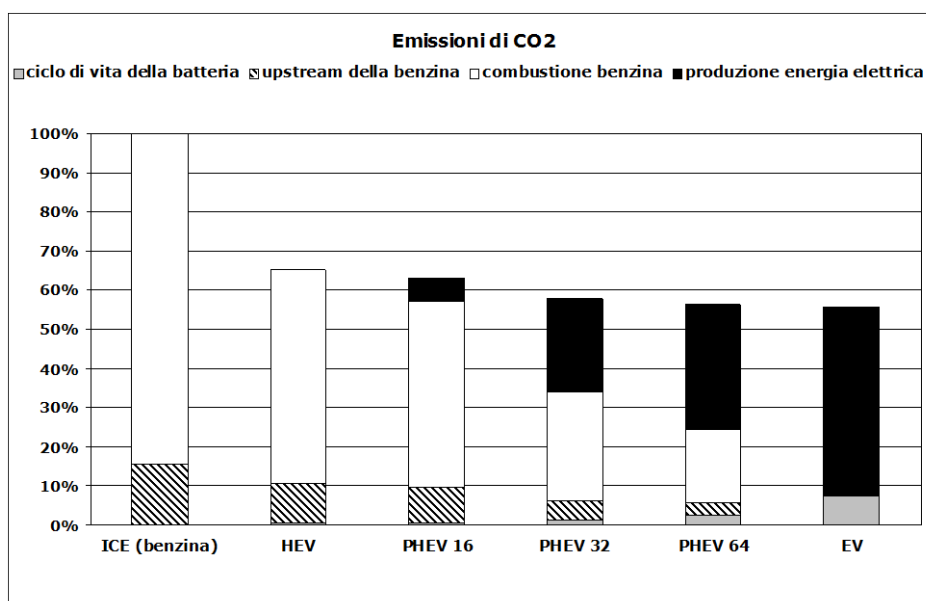
Figura 4: Emissioni di CO_2 per i diversi tipi di veicoli, espressi come percentuale delle emissioni del veicolo a combustione interna (ICE) a benzina. Dal conto sono state escluse le fasi di costruzione e smaltimento dei veicoli.
I consumi derivano da EPRI (Duvall et al, 2007). I PHEV sono seguiti dalla loro autonomia in modalità elettrica

In termini di emissioni di CO_2 gli EV hanno le prestazioni migliori, anche se molto vicine a quelle dei PHEV ad alta autonomia elettrica. Tuttavia i dati di Tabella 3 derivano da uno studio EPRI (Duvall et al, 2007) ed i consumi delle automobili a benzina, americane, sono probabilmente superiori a quelli della realtà europea. Se utilizziamo per i consumi di benzina delle auto tradizionali (ICE) ed ibride non plug-in (HEV) rispettivamente i dati delle Toyota Verso 1.8 e Prius 1.8 dichiarati dalla Toyota stessa si ottengono dei risultati diversi. La Figura 5 mostra come in questo caso le emissioni di CO_2 dei veicoli elettrici siano superiori a quelle dei veicoli ibridi e come, tra questi, i PHEV non mostrino uno spiccato vantaggio rispetto ai semplici HEV attuali.
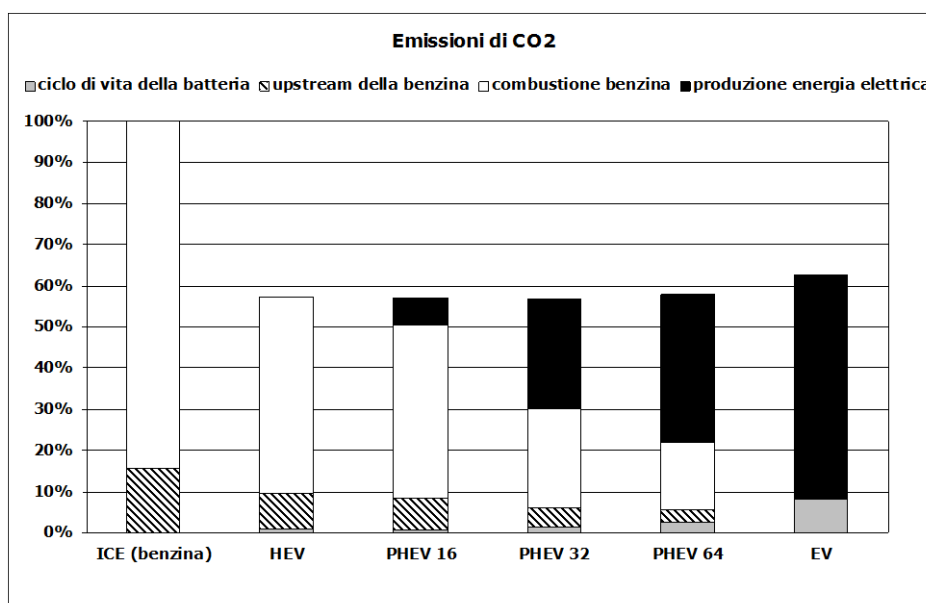
Figura 5: Emissioni di CO_2 per i diversi tipi di veicoli, espressi come percentuale delle emissioni del veicolo a combustione interna (ICE).
Sono escluse le fasi di costruzione e smaltimento dei veicoli.
Rispetto alla Figura 4 i consumi sono dedotti dalle auto Toyota Verso (per ICE) e Toyota Prius (per HEV e per PHEV in modalità benzina) e non da Tabella 3.
I PHEV sono seguiti dalla loro autonomia in modalità elettrica

Questi risultati tengono conto, come accennato, delle emissioni medie del parco termoelettrico attuale. Tuttavia è ipotizzabile che in futuro la domanda aggiuntiva di energia elettrica sia soddisfatta principalmente da impianti Ciclo Combinato a gas naturale e, marginalmente, da impianti a carbone (Benini, Gelmini, Mauri 2010). Il fattore emissivo da considerare, tenendo sempre conto delle perdite di rete, della costruzione degli impianti e dell'approvvigionamento energetico sarebbe allora di 527 g CO_2/kWh. Considerando i consumi indicati in Tabella 3, si ottengono i risultati di Figura 6.

Ovviamente questo scenario "elettrico" è figlio di alcune ipotesi tra cui la penetrazione di veicoli elettrici (EV) ed ibridi plug-in (PHEV) nel mercato e la crescita della domanda di energia elettrica a prescindere da EV e PHEV. Queste ipotesi portano ad uno scenario in cui le emissioni di CO_2 sono basse, ma altri scenari potrebbero essere meno ottimistici.
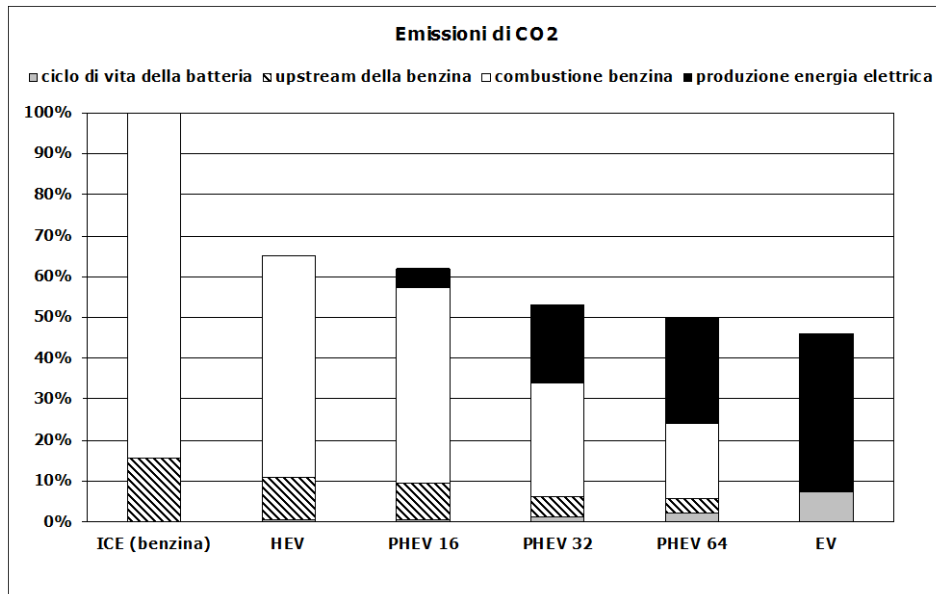
Figura 6: Emissioni di CO_2 per i diversi tipi di veicoli, espressi come percentuale delle emissioni del veicolo a combustione interna (ICE) a benzina.
I consumi derivano da EPRI (Duvall et al, 2007). Lo scenario elettrico prevede centrali a ciclo combinato a gas naturale e centrali a carbone
Sono escluse le fasi di costruzione e smaltimento dei veicoli.I PHEV sono seguiti dalla loro autonomia in modalità elettrica
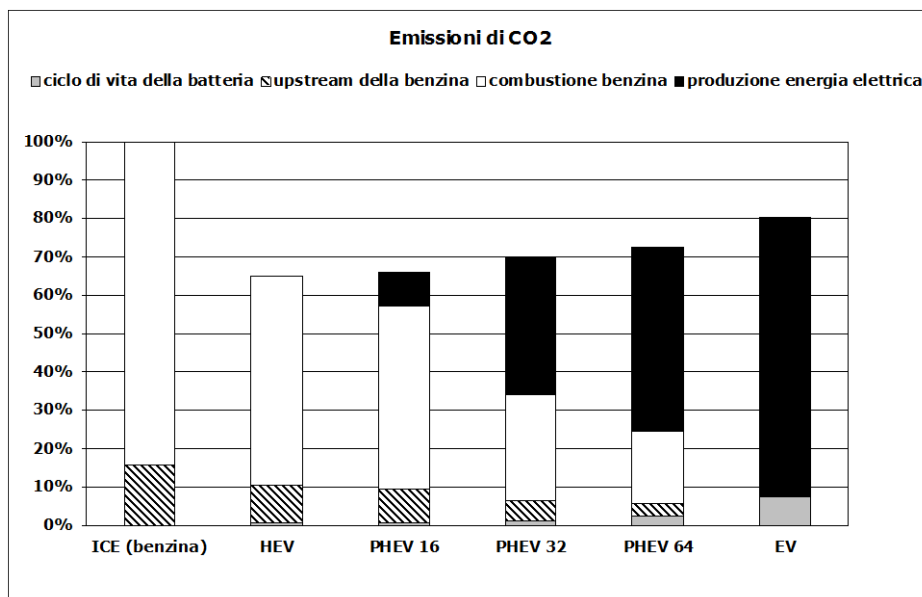
Figura 7: Percentuale di CO_2 emessa dai i diversi tipi di veicoli, rispetto al veicolo a combustione interna (ICE) a benzina
I consumi derivano da EPRI (Duvall et al, 2007). Sono escluse le fasi di costruzione e smaltimento dei veicoli.
Rispetto alla Figura 4 sono stati considerate le emissioni tipiche di una centrale a carbone di ultima generazione. I PHEV sono seguiti dalla loro autonomia in modalità elettrica

Se, ad esempio, si ipotizza che l'energia elettrica che ricarica le batterie provenga prevalentemente da centrali a carbone e consideriamo le emissioni di CO_2 di tutto il ciclo di vita del vettore energetico, i veicoli a trazione elettrica, EV e PHEV, mostrano, in Figura 7, prestazioni peggiori degli ibridi attuali (HEV) ed in particolare il veicolo elettrico puro arriva ad emettere circa l'80% delle emissioni di un veicolo a combustione interna (il 90% se consideriamo i consumi di Toyota Verso e Toyota Prius come riferimento).

Conclusioni

Se appare evidente che l'introduzione di veicoli a trazione elettrica comporterà dei vantaggi nelle emissioni urbane a fronte di un aggravio di rifiuti legati al fine vita (Girardi e Caizzi, 2001) è da notare come la reale capacità di questi veicoli di incidere sull'intensità carbonica del sistema di trasporti Italiano dipenda fortemente, anche per i prossimi anni, da scelte strategiche sull'assetto del sistema di elettrico nazionale. Se l'importanza degli impatti a monte e a valle della fase d'uso è riscontrabile già d'ora per le emissioni di anidride carbonica, è possibile che risultati di pari importanza emergano, nel corso del prosieguo della ricerca, per le altre categorie di impatto rilevanti per la qualità dell'aria e dell'ambiente.

Bibliografia

Benini M., Borgarello M., Gelmini A., Vitale S. 2009. "Scenari di sviluppo a lungo termine della domanda elettrica e del sistema di generazione italiano", Rapporto ERSE RdS n. 08005719

Benini M., Gelmini A., Mauri G. 2010. "Valutazioni dell'impatto dell'inserimento di veicoli elettrici stradali plug-in sulla rete di distribuzione: analisi di scenario, comportamento di rete, gestione della domanda e aspetti metrologici", Rapporto ERSE RdS n. 10000593

Duvall M., E. Knipping, Alexander M., Tonachel L., Clark C. 2007 "Environmental Assessment of Plug-In Hybrid Electric Vehicle*"s*. Volume 1: Nationwide Greenhouse Gas Emissions. EPRI, Palo Alto, CA: 2007. 1015325.

Gauch M., Widmer R., Notter D., Stamp A., Althaus H.J, Wäger P., 2009 "Life Cycle Assessment LCA of Li-Ion batteries for electric vehicles" Empa - Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research TSL Technology and Society Lab.

Girardi P., Caizzi A. 2001 "Comparative LCA of Electric Mopeds Versus Internal Combustion Mopeds" paper 2001-01-3291 SAE - Automotive and Transportation Technology Congress and Exposition Technical Papers - Barcellona 2001

Hacker F., Harthan R., Matthes F., Zimmer W. 2009 "Environmental impacts and impact on the electricity market of a large scale introduction of electric cars in Europe Critical Review of Literature" ETC/ACC Technical Paper 2009/4.

Ishihara K., Kihira N., Terada N., and Iwahori T., 2002. "Environmental Burdens of Large Lithium-Ion Batteries Developed in a Japanese National Project" The electrochemical Society 202nd Meeting - Salt Lake City, UT October 20-25, 2002

Matheys J., Van Autenboer W. 2004 *SUBAT: Sustainable Batteries - Work package 5: Overall Assessmen*" www.battery-electric.com

Migliavacca G., Formaro A., 2008 "Specifica tecnica e manuale d'uso di MTSIM, un simulatore per l'analisi del mercato elettrico in scenari di medio termine", Rapporto ERSE RdS n. 07005443.

Rantik M. 1999 "Life Cycle Assessment of Five Batteries for electric Vehicles under different Charging Regimes" , Chalmers University of Technology. KFB Reports.

Samaras C., Meisterling K, 2008 "Life Cycle Assessment of Greenhouse Gas Emissions from Plug-in Hybrid Vehicles: Implications for Policy", Published on April 5, 2008 on http://pubs.acs.org | doi: 10.1021/es702178s

Sessione 2: Riciclo, eco-efficienza, ciclo di vita, tracciabilità, certificazione

A cura di Monica Lavagna e Antonio Scipioni

LCA a supporto della gestione integrata dei rifiuti: il caso dell'Ente di Bacino Padova 2

Antonio Scipioni[1], Monia Niero[1], Anna Mazzi[1], Elena Mingardo[1]

[1]CESQA, Dipartimento di Processi Chimici dell'Ingegneria, Università degli Studi di Padova, via Marzolo 9, 35131 Padova

scipioni@unipd.it

Sommario

Questo lavoro consiste nell'applicazione della metodologia LCA alla gestione integrata dei rifiuti solidi urbani nel Bacino Padova 2, con il triplice obiettivo di: valutare l'entità degli impatti ambientali associati all'attuale sistema di gestione; individuare i punti critici dello stesso, sui quali agire per il miglioramento delle performance ambientali; ipotizzare uno scenario futuro di gestione per l'anno 2019, valutando se eventuali modifiche all'attuale sistema garantiscono miglioramenti nelle prestazioni ambientali. I risultati ottenuti confermano, pur con le particolarità del caso specifico, quanto generalmente indicato in letteratura, ossia che i processi maggiormente responsabili degli impatti ambientali sono quelli relativi allo smaltimento dei rifiuti residuali e degli scarti di selezione e che invece i benefici maggiori si ottengono dal riciclaggio dei materiali e dalla produzione di energia elettrica generata dai trattamenti termici. Il confronto con lo scenario futuro conferma la possibilità di utilizzare l'LCA come strumento a supporto del processo decisionale, anche in sistemi complessi come la gestione integrata degli RSU.

1 Introduzione

La metodologia Life Cycle Assessment (LCA) è una tecnica ormai consolidata per l'analisi di prodotti e processi, le cui potenzialità vengono ad oggi sfruttate per analizzare sistemi articolati che vanno oltre la realtà del singolo prodotto o della singola organizzazione. A questo proposito va sottolineato come anche a livello italiano siano sempre più frequenti gli esempi di utilizzo dell'LCA per la valutazione degli impatti ambientali associati a sistemi complessi come la gestione dei rifiuti a livello locale (Buttol et al., 2007, Cherubini el al., 2007, De Feo, Malvano, 2008, Rigamonti et al, 2009). Una moderna gestione integrata degli RSU all'interno di realtà territoriali quali Comuni o Province presenta infatti un livello di complessità tale da richiedere di considerare molteplici aspetti (ambientali, economici e sociali) per guidare nella selezione della miglior opzione di gestione (den Boer t al., 2007). La scelta deve prendere in considerazione non solo le opzioni di trattamento relative alle singole frazioni di rifiuto, ma anche le operazioni di stoccaggio, raccolta e trasporto, tenendo conto della dimensione spaziale e temporale che è specifica per ogni singola realtà considerata.

L'analisi del ciclo di vita costituisce un efficace strumento in grado di tener conto di tutti questi aspetti e capace di fornire indicazioni circa le implicazioni dal punto di vista ambientale che le attività di gestione dei rifiuti comportano. Occorre tuttavia precisare come le applicazioni a questo settore risultino condizionate da scelte metodologiche, quali la scelta della prospettiva temporale e spaziale, la definizione dei confini del sistema e le fonti dei dati a disposizione, che influenzano in maniera considerevole i risultati.

Il presente lavoro di ricerca descrive l'applicazione dell'LCA alla gestione integrata dei rifiuti solidi urbani nell'Ente di Bacino Padova 2. Lo studio di LCA è stato condotto in accordo alle norme della serie ISO 14040 (ISO, 2006a, ISO 2006b) ed è stato implementato mediante il software Simapro 7.1, con un triplice obiettivo di:

1. stimare i potenziali impatti ambientali associati all’attuale gestione integrata dei rifiuti solidi urbani nel Bacino Padova 2, in riferimento all’anno 2008;
2. individuare le fasi e i processi dell’attuale gestione degli RSU che provocano gli impatti più rilevanti;
3. partendo dall’analisi dei risultati emersi ai punti precedenti, formulare proposte di modifiche e ipotizzare uno scenario futuro al 2019, quantificando se e come i cambiamenti pianificati si traducono in miglioramenti delle prestazioni ambientali.

Il Bacino Padova 2 è il consorzio per lo smaltimento degli RSU che comprende i 20 Comuni dell’area urbana di Padova: Abano Terme, Albignasego, Cadoneghe, Campodoro, Casalserugo, Cervarese Santa Croce, Limena, Mestrino, Montegrotto Terme, Noventa Padovana, Padova, Ponte San Nicolò, Rubano, Saccolongo, Saonara, Selvazzano Dentro, Teolo, Torreggia, Veggiano, Villafranca Padovana.

La popolazione totale (al 31.12.2008) ammonta a 416,683 abitanti, ovvero il 40% della popolazione totale della Provincia di Padova. Nell’anno 2008 si sono raccolte un totale di 245,501 t di rifiuti solidi urbani, con una media di 589 kg/abitante·anno. La percentuale di raccolta differenziata, calcolata secondo il metodo utilizzato dall’Agenzia Regionale per la Prevenzione e Protezione Ambientale (ARPAV) che non tiene conto dei rifiuti da spazzamento, degli inerti da demolizione e dei rifiuti avviati a compostaggio domestico, è pari al 53.5%.

La tipologia di raccolta adottata nei diversi Comuni, riportata in Figura 1, presenta delle differenze, che dipendono dalla tipologia del centro abitato, dalla densità abitativa, dal soggetto gestore ecc. La maggioranza dei Comuni adotta un sistema domiciliare definito “porta a porta”, due Comuni adottano una raccolta innovativa di tipo “misto” con isole interrate, mentre solamente il capoluogo provinciale ed il centro turistico di Abano Terme adottano un sistema di tipo stradale, pur rappresentando questi ultimi oltre il 56 % della popolazione totale del Bacino.

Figura 1: mappa delle tipologie di raccolta degli RSU nel Bacino Padova 2 nel 2008

2 Scenario 0: l’attuale sistema di gestione

Il sistema oggetto dello studio comprende la gestione delle frazioni degli RSU riportate in Figura 2, nella quale vengono riportati i quantitativi raccolti per ciascuna frazione nel 2008. L’unità funzionale considerata è il quantitativo totale di RSU prodotti nei Comuni del Bacino Padova 2, nel corso del 2008.

Si osserva come la frazione di rifiuti residuali indifferenziati e rifiuti da spazzamento venga destinata in parte all’incenerimento (65%) nell’impianto di Padova (San Lazzaro), attualmente costituito da 2 linee di incenerimento e da una terza in fase di ultimazione, e per la rimanente parte allo smaltimento in discarica (35%), nella discarica strategica regionale di S.Urbano. Carta e cartone, comprendendo la carta raccolta col sistema multimateriale, subiscono un processo di selezione e successivo riciclaggio in impianti dedicati; analogo trattamento è previsto per il vetro. Per quanto riguarda il multimateriale, ossia la frazione di rifiuto costituito da imballaggi misti, si distinguono due categorie: multimateriale pesante (comprendente vetro, plastica e metalli) e leggero (comprendente plastica e metalli, escluso il vetro). Per il multimateriale è stata calcolata la quantità di alluminio, metalli e plastica destinata al riciclaggio, considerando anche la selezione negli impianti di prima destinazione, dove le diverse frazioni vengono separate. Infine per quanto riguarda la frazione organica degli RSU, due sono le tipologie di trattamento: compostaggio aerobico (81% del FORSU totale) nell’impianto di Este (PD) e digestione anaerobica (19% del FORSU totale) negli impianti di Bassano (VI) e Camposampiero (PD), mentre per la raccolta e recupero del verde si è considerato l’invio agli opportuni impianti di compostaggio aerobico situati ad Este (PD) e Vigonza (PD).
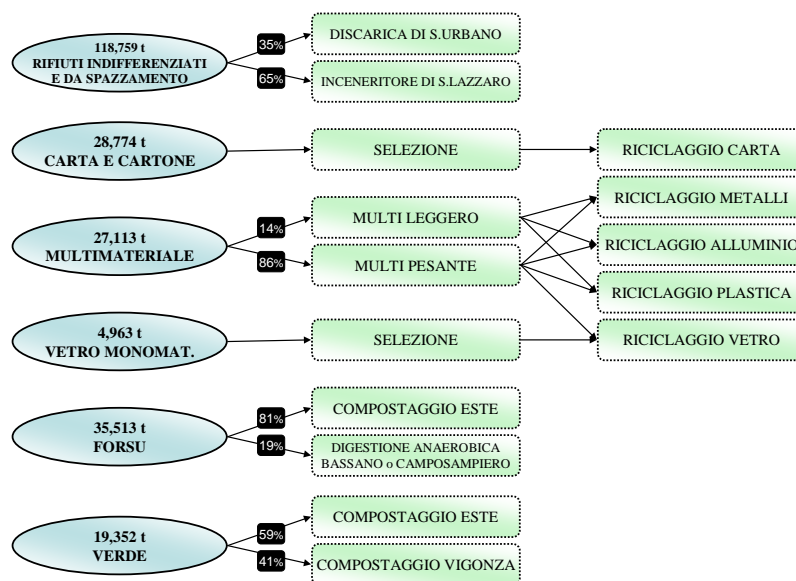
Figura 2: schema delle frazioni e quantitativi di RSU considerati e rispettivi trattamenti nell’attuale sistema di gestione (scenario 0)

Nei confini del sistema sono compresi il trasporto delle frazioni da ciascun Comune agli eventuali impianti di selezione/stoccaggio, il trasporto agli impianti di smaltimento/recupero e i processi di selezione, trasformazione, smaltimento e recupero. Non sono stati considerati gli impatti causati dalla raccolta delle frazioni di RSU all’interno dei Comuni, in quanto non erano a disposizione dati sufficientemente dettagliati.

La complessità del sistema studiato ha comportato la necessità di ricorrere ad alcune ipotesi ed assunzioni, ad esempio, nel calcolo delle distanze percorse dagli RSU nei vari trasferimenti si sono considerati sia i viaggi di andata che quelli di ritorno: ciò rappresenta un'approssimazione per eccesso, in quanto non si è considerato che nel viaggio di andata o, alternativamente, in quello di ritorno, l'automezzo viaggia scarico. Inoltre è stata considerata un'unica tipologia di mezzo per la raccolta di ogni singola frazione.

Durante la fase di modellizzazione del sistema, si è cercato di porre particolare attenzione nella raccolta di dati sito-specifici, grazie alla collaborazione del personale dell'Ente di Bacino Padova 2 e degli impianti di trattamento e smaltimento dei rifiuti. Nei casi in cui non sia stato possibile reperire dati primari, si è fatto ricorso a dati provenienti dalle banche dati presenti nel software Simapro (Ecoinvent, BUWAL) o da valori tratti da letteratura (Banca dati I-LCA).

Una volta creato il modello relativo al sistema di gestione, la fase di valutazione degli impatti è stata effettuata mediante il metodo Ecoindicator 99 (Goedkoop, Spriensma, 1999), escludendo le fasi opzionali di normalizzazione e pesatura.

I risultati relativi alla valutazione dei danni sono visualizzati nella Tabella 1, nella quale sono riportati i contributi alle tre categorie di danno delle varie frazioni.

Analizzando i risultati della caratterizzazione in relazione alle diverse frazioni emerge come lo smaltimento del rifiuto indifferenziato e da spazzamento presenti il maggior danno in termini assoluti per le categorie di danno "Human Health" e "Ecosystem Quality". Dal confronto tra i due trattamenti che vengono effettuati su questa frazione, l'incenerimento risulta leggermente peggiore dello smaltimento in discarica per quanto riguarda le categorie di danno alla salute umana e qualità degli ecosistemi, ma nettamente migliore per quanto riguarda lo sfruttamento di risorse, grazie alla produzione di energia elettrica dal calore di combustione.

Notevole peso alle performance ambientali negative dell'incenerimento è dato dallo smaltimento in discarica previa inertizzazione delle polveri, generate nei processi di post-combustione e depurazione dei fumi e dal consumo dei reagenti utilizzati per il trattamento degli effluenti liquidi e gassosi.

La gestione di carta e cartone provoca degli impatti ambientali alla salute umana ed agli ecosistemi, a causa del processo di riciclaggio in cartiera ed, in minor misura, allo smaltimento in discarica dei residui.

Frazione	**Human Health [DALY]**	**Ecosystem Quality [PDF m2 y]**	**Resources [MJ]**
Indifferenziati e spazzamento	22.4	$5.01 \cdot 10^5$	$-1.23 \cdot 10^7$
Carta e cartone	1.76	$3.85 \cdot 10^4$	$-6.4 \cdot 10^6$
Multimat. pesante	-5.07	$-6.01 \cdot 10^5$	$-1.52 \cdot 10^7$
Multimat. leggero	-0.949	$2.26 \cdot 10^3$	$-1.19 \cdot 10^7$
Vetro	-1.35	$-2.21 \cdot 10^5$	$-1.06 \cdot 10^5$
FORSU	3.35	$8.01 \cdot 10^4$	$-3.21 \cdot 10^4$
Verde	1.51	$4.73 \cdot 10^4$	$4.86 \cdot 10^5$
TOTALE	*21.7*	$-1.52 \cdot 10^5$	$-4.54 \cdot 10^7$

Tabella 1: valori delle categorie di danno per ciascuna frazione considerata

Per migliorarne le performance ambientali si dovrebbero adottare misure volte alla riduzione dei consumi energetici dei processi e alla diminuzione della produzione di residui dall'attività di selezione e riciclaggio, aumentando l'efficienza di questi processi e migliorando la qualità del rifiuto raccolto, mediante l'adozione di raccolte che sono in grado di garantire standard qualitativi migliori, quali il porta a porta.

La raccolta, selezione e riciclaggio delle frazioni di cui è composto il multimateriale presentano degli impatti evitati per quasi tutte le categorie di danno considerate e contribuiscono in maniera determinante ai benefici ambientali apportati dall'attuale gestione degli RSU nel bacino Padova 2. Possibili ulteriori azioni di miglioramento, a parte quelle previste per carta e cartone, si riferiscono all'immissione sul mercato di un maggior quantitativo di imballaggi costituiti da materiali riciclabili o per i quali la separazione dei materiali risulti più agevole.

Un'ulteriore analisi ha visto il confronto tra i due sistemi di gestione del multimateriale, per valutare quale dei due sia preferibile dal punto di vista ambientale; per confrontare i due sistemi si sono sommati i valori delle categorie di danno del vetro e del multimateriale leggero e sono stati riferiti, facendo la media ponderata, ad 1 t di multimateriale leggero e vetro.

Dal confronto emerge come la raccolta del multimateriale leggero congiunta con la raccolta monomateriale del vetro garantisca un valore lievemente migliore della categoria di danno alla salute umana ed invece un valore peggiore per la categoria di danno agli ecosistemi. Considerando la categoria "resources" è invece evidente come siano nettamente maggiori i benefici apportati dalla raccolta multimateriale leggera. Ciò grazie al minor quantitativo di scarti prodotti ed al maggior quantitativo di vetro recuperato per il riciclaggio. È quindi evidente come la scelta di separare il vetro dalla raccolta multimateriale sia preferibile alla raccolta multimateriale pesante.

Per quanto riguarda la raccolta ed il riciclaggio del vetro, che determinano dei potenziali danni evitati per tutte e tre le categorie di danno considerate valgono le stesse considerazioni fatte per la carta ed il multimateriale, ovvero la necessità di incrementare il quantitativo effettivamente riciclato, ottimizzando la raccolta e diminuendo gli scarti prodotti ed inoltre diminuendo i consumi di energia elettrica e carburante, associati al processo di riciclaggio in vetreria ed al trasporto della frazione.

3 Scenario 1: la gestione degli RSU nel 2019

Una volta individuati i punti di debolezza dell'attuale sistema di gestione degli RSU nel Bacino Padova 2 ed evidenziati gli spunti di miglioramento per ridurne gli impatti ambientali si è costruito uno scenario di gestione nell'anno 2019, utilizzando anche le informazioni contenute nel Documento Preliminare al Piano Provinciale per la Gestione dei Rifiuti Urbani (2009). L'obiettivo è quello di valutare se e come eventuali cambiamenti e modifiche all'attuale sistema di gestione si traducano in una riduzione dei potenziali impatti ambientali e in un generale miglioramento delle prestazioni ambientali del sistema di gestione degli RSU nel territorio di riferimento.

Le principali ipotesi adottate sono:

1. Considerare che la produzione di rifiuti prosegua, fino al 2019, con un andamento legato all'aumento della popolazione. A tal proposito si è ipotizzato che il rapporto tra la produzione annua di RSU dei comuni del Bacino Padova 2 e quella dell'intera Provincia rimanga costante, rispetto all'anno 2008, e che il trend di aumento della popolazione e della produzione pro-capite dei rifiuti sia omogeneo in tutta la Provincia. In base alle ipotesi effettuate il valore così ottenuto di produzione totale annua di RSU nel 2019 è pari a 288,199 t;

2. Si ritiene che lo smaltimento dei rifiuti non riciclabili venga assicurato mediante recupero energetico presso l'impianto di incenerimento di Padova;
3. Si ipotizza di raggiungere una percentuale media provinciale di R.D. del 65%.

Per individuare le frazioni di cui sia possibile aumentare la raccolta si sono utilizzate due analisi merceologiche del rifiuto indifferenziato in ingresso al termovalorizzatore di Padova, in modo da avere la massima rappresentatività del rifiuto. Dalla media delle percentuali delle due analisi sono state individuate le percentuali delle varie frazioni e scelte quelle potenzialmente riciclabili, risultate il 79% del campione totale medio considerato. Rispetto all'attuale percentuale media di RD dei comuni del Bacino Padova 2 (53.3%), è necessario un aumento netto di 11.7 punti percentuali per arrivare al 65% di RD. Questo "gap" è stato suddiviso tra le percentuali delle frazioni potenzialmente riciclabili, ipotizzando che:

- la quantità prodotta di rifiuto da spazzamento aumenti con lo stesso andamento della produzione totale (2008 – 2019) ma la sua percentuale, rispetto agli RSU totali prodotti, resti invariata rispetto al 2008;
- venga modificata l'organizzazione delle raccolte, presumibilmente passando ad una raccolta porta a porta nei comuni che attualmente effettuano una raccolta stradale e in buona parte del territorio comunale di Padova;
- avvenga un'uniformazione delle raccolte al sistema oggi maggiormente in uso, che prevede la raccolta porta a porta di FORSU, verde, carta e cartone, vetro, multimateriale leggero (plastica, alluminio, imballaggi metallici) ed indifferenziato.

Infine sono state fatte le seguenti modifiche al modello creato per la situazione attuale:

- si è ipotizzato che tutto il rifiuto indifferenziato e da spazzamento sia smaltito al termovalorizzatore di S.Lazzaro;
- si è creato un unico modulo per il multimateriale, utilizzando quello dell' attuale scenario "multimateriale leggero" ricalcolando le distanze mediamente percorse da una tonnellata di rifiuti, dato che dall'analisi del sistema attuale tale modalità ha presentato migliori prestazioni ambientali;
- sono state aumentate le efficienze di selezione della carta, del vetro e del multimateriale.

Il confronto tra i risultati relativi allo scenario attuale (2008) ed a quello futuro (2019), relativi ad 1 t di RSU, sono riportati in Figura 3.

Dai risultati emerge un miglioramento in tutte e tre le categorie di danno. La categoria che quantifica i potenziali danni alla salute umana risulta influenzata dal beneficio apportato dalla diminuzione di rifiuti indifferenziati prodotti e dalla maggiore quantità di vetro riciclato.
La categoria "Ecosystem Quality" risente dei benefici dovuti ai maggiori quantitativi di vetro, carta, plastiche, metalli ed alluminio riciclati.
La categoria "Resources" risulta quella dove il beneficio ottenuto dall'aumento della raccolta differenziata, e quindi dei quantitativi di materiali riciclati, è più evidente. Ciò grazie alla maggiore produzione di energia elettrica dal processo di incenerimento rispetto alla discarica.
Un'ulteriore considerazione riguarda il fatto che, per la simulazione dello scenario futuro, si è utilizzato lo stesso modulo dell'incenerimento usato nello scenario attuale, relativo agli impatti delle due linee attualmente in funzione; l'ipotesi non considera quindi una probabile diminuzione delle emissioni specifiche con l'apertura della terza linea, la quale verrà costruita con tecnologie più moderne e più efficienti nella rimozione degli inquinanti e nella produzione di energia elettrica.
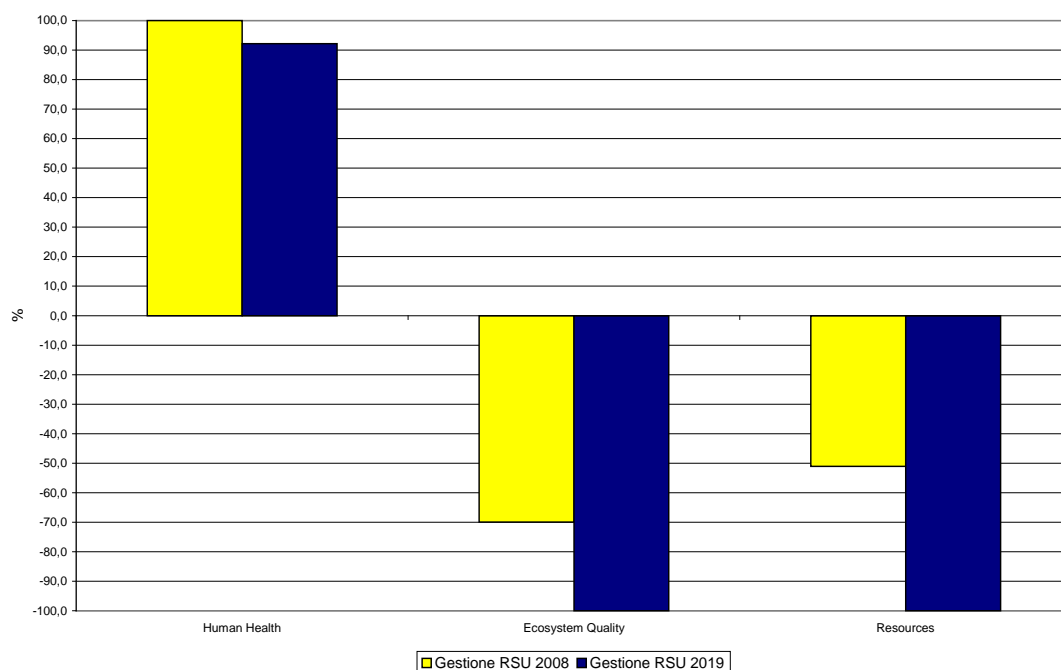
Figura 3: Confronto tra i valori percentuali assegnati a ciascuna delle categorie di danno, nello scenario 0 (giallo) e scenario 1 (blu)

I risultati ottenuti avvalorano le ipotesi secondo cui un aumento dei rifiuti avviati a recupero e riciclaggio, parallelamente ad una diminuzione della produzione dei rifiuti indifferenziati, apportino dei sicuri benefici ambientali. Sono in particolar modo sensibili i risparmi nel consumo di risorse naturali, grazie al riciclaggio, e di energia elettrica, grazie alla quantità prodotta dai processi di incenerimento e digestione anaerobica.

Conclusioni

Il lavoro svolto ha confermato la possibilità della metodologia LCA di analizzare un sistema complesso, quale la gestione integrata dei rifiuti solidi urbani, in tutte le componenti da esso comprese. In questo studio è stato possibile applicare l'LCA al sistema integrato degli RSU nel Bacino Padova 2 innanzitutto per stimare i potenziali impatti ambientali associati all'attuale sistema di gestione.

Da tale studio di LCA è emerso come per la categoria di danno alla salute umana si sia in presenza di una danno ambientale, causato essenzialmente dal trattamento dei rifiuti residuali (indifferenziati e da spazzamento) nell'impianto di incenerimento e in discarica. Per le altre due categorie considerate (Ecosystem Quality e Resouces) invece si ha un impatto evitato, grazie ai notevoli vantaggi dovuti al riciclaggio di plastiche, vetro, alluminio e metalli. Addirittura per la categoria Resources tutte le frazioni contribuiscono come impatti evitati, ad esclusione della gestione del verde.

In secondo luogo si sono individuati i processi del sistema responsabili del maggiore impatto dal punto di vista ambientale, sui quali intervenire in prospettiva di un miglioramento delle performance ambientali complessive. L'analisi ha dimostrato come sia necessaria una riduzione della produzione di rifiuti residuali (indifferenziati e da spazzamento) e allo stesso tempo un miglioramento dell'efficienza di abbattimento degli inquinanti gassosi, valutando scenari alternativi per lo smaltimento delle polveri da incenerimento.

La raccolta differenziata della carta ed il suo riciclaggio provocano degli impatti ambientali causati dalle emissioni prodotte dalle cartiere e dagli scarti di processo inviati a smaltimento in discarica; tali impatti vengono comunque mitigati dai consumi di risorse evitati dalla produzione di cartoncino riciclato. La tipologia di raccolta preferibile da un punto di vista ambientale per plastica, alluminio e metalli risulta essere quella multimateriale e quella monomateriale per il vetro.
Il terzo scopo ha riguardato la possibilità di sfruttare l'LCA per effettuare confronti tra diverse alternative, proponendo delle modifiche ed ipotesi migliorative all'attuale sistema, attraverso la creazione di uno scenario futuro di gestione degli RSU, ipotizzato per il 2019, con una percentuale di RD pari al 65%. Nella costruzione del modello sono stati utilizzati gli spunti forniti dall'analisi dell'attuale sistema di gestione ed è stato possibile dimostrare come le modifiche previste siano in grado di garantire un miglioramento delle prestazioni del sistema di gestione, grazie alla riduzione degli impatti sulla salute umana e all'aumento degli impatti evitati su qualità dell'ecosistema e consumo di risorse.
In questo modo l'LCA si è confermato uno strumento utile nella fase di decision making nell'ambito della gestione dei rifiuti, dal momento che consente di valutare un sistema complesso ed articolato come la gestione integrata degli RSU, consentendo di fornire una visione d'insieme che comprende non solo il trattamento dei rifiuti, ma anche le operazioni di raccolta, selezione e trasporto.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ente di Bacino Padova 2 per aver collaborato alla conduzione della ricerca, mettendo a disposizione la documentazione e le informazioni necessarie per lo svolgimento dello studio.

Bibliografia

Buttol, P, Masoni, P, Bonoli, A, Goldoni, S, Belladonna, V, Cavazzuti, C, 2007, 'LCA of integrated MSW management systems: Case study of the Bologna District', Waste Management vol. 27, 1059 – 1070.

Cherubini, F, Bargigli, S, Ulgiati, S, 2008, 'Life Cycle assessment of urban waste management: energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy', Waste Management, vol.28, 2552-2564.

De Feo, G, Malvano, C, 2009, 'The use of LCA in selecting the best MSW management system', Waste Management vol. 29, 1901 – 1915.

den Boer, J, den Boer, E, Jager, J, 2007, 'LCA-IWM: A decision support tool for sustainability assessment of waste management systems', Waste Management vol. 27, 1032 – 1045.

Ekvall, T, Assefa, G, Bjoerklund, A, Eriksson, O, Finnveden, G, 2007, 'What life cycle assessment does and does not do in assessments of waste management', Waste Management vol. 27, 989 – 996.

Goedkoop, M, Spriensma, R, 1999, 'The Eco-Indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Assessment', Methodology Report 1 – Prè Consultants B.V.Amersfoort

ISO, 2006a, ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework.

ISO 2006b, ISO 14044:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.

Provincia di Padova, 2009, Piano Provinciale per la Gestione dei Rifiuti Urbani 2010-2019, Documento preliminare disponibile sul sito internet della Provincia di Padova (www.provincia.padova.it)

Rigamonti, L, Grosso, M, Giugliano, M, 2009, 'Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems', Waste Management, vol. 29, 934–944.ì

LCA per la valutazione dei benefici associati al riciclo dei materiali separati con la raccolta differenziata

Lucia Rigamonti, Mario Grosso

Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32 – 20133 Milano

lucia.rigamonti@polimi.it

Sommario

Utilizzando la metodologia dell'analisi del ciclo di vita (LCA) si sono valutati gli impatti energetici ed ambientali associati alle attività di riciclo dei materiali separati con la raccolta differenziata, in particolare i metalli ferrosi, l'alluminio, il vetro, il legno, la carta e la plastica.

I risultati mostrano che i consumi di energia e le emissioni associati alle produzioni secondarie sono inferiori a quelli associati alla produzione degli stessi prodotti a partire dalle materie prime vergini (le sole eccezioni si hanno sotto certe ipotesi per il riciclo del legno e del mix di poliolefine). Questo significa che l'attività di riciclo nel suo complesso implica nella maggior parte dei casi un beneficio energetico ed ambientale. I risultati mostrano inoltre che i maggiori benefici si hanno per il riciclo dell'alluminio.

Introduzione

In un sistema di gestione integrata dei rifiuti il recupero di materia e il recupero di energia sono due pratiche che portano all'immissione sul mercato di nuovi prodotti ed energia e contemporaneamente assolvono alla funzione di smaltire la grande quantità di rifiuti che ogni giorno vengono generati.

Utilizzando la metodologia dell'analisi del ciclo di vita (LCA) si sono valutati gli impatti energetici ed ambientali associati alle attività di riciclo dei materiali separati con la raccolta differenziata (in particolare i metalli ferrosi, l'alluminio, il vetro, il legno, la carta e la plastica), con lo scopo di quantificare gli eventuali benefici connessi alla pratica del recupero di materia.

Metodologia utilizzata ed ipotesi effettuate

L'analisi del ciclo di vita, condotta secondo le indicazioni delle norme ISO 14040 e 14044 (2006), è consistita in un confronto tra i consumi di energia e materia, le emissioni e gli impatti associati al riciclo dei diversi materiali (produzione secondaria) con i consumi di energia e materia, le emissioni e gli impatti associati alla produzione del corrispondente materiale a partire dalle materie prime vergini (produzione primaria). I risultati della valutazione dell'attività di riciclo per ciascuno dei sei materiali analizzati sono quindi stati calcolati andando a sottrarre agli impatti determinati dalla produzione secondaria quelli della corrispondente produzione primaria evitata.

I prodotti primari e secondari considerati sono mostrati in Tabella 1. In generale il confronto si arresta laddove la produzione primaria e quella secondaria giungono al medesimo prodotto, sia questo il prodotto finito vero e proprio (come nel caso di legno e vetro) sia un semilavorato (come è il caso degli altri materiali considerati). Da questo momento, infatti, produzione primaria e secondaria risultano indistinguibili tra di loro e pertanto completamente analoghe.

Nel caso ad esempio dell'alluminio, questo significa che nell'analisi LCA si sono valutati gli impatti per la produzione di 1 t di lingotti di alluminio a partire dai rottami, a cui si sono sottratti gli impatti per la produzione di 1 t di lingotti di alluminio a partire dalle materie prime vergini (ossia dalla bauxite). Si sottolinea che per produrre 1 t di alluminio secondario è necessario avere a disposizione un quantitativo superiore a 1 t di rottami, a causa delle perdite di materiale che si manifestano nei processi di selezione (ossia di preparazione del rottame al recupero) e nell'attività di recupero vero e proprio, come mostrato in Tabella 2.

Si osserva infine che per uno dei materiali considerati, ovvero il mix di poliolefine ottenute dalla selezione dei polimeri plastici, il prodotto primario sostituito consiste in un materiale differente (legno). Per una descrizione dettagliata delle produzioni primarie e secondarie analizzate, compresi tutti i dati per l'analisi di inventario, si rimanda a Rigamonti e Grosso (2009).

Materiale	Prodotto secondario	Prodotto primario
Acciaio	Acciaio liquido	Acciaio liquido
Alluminio	Lingotto	Lingotto
Vetro	Contenitore generico	Contenitore generico
Carta	Pasta da macero	Pasta termomeccanica
Legno	Pannello truciolare	Pannello compensato
	Granulo di PET	Granulo di PET
Plastica	Granulo di HDPE	Granulo di HDPE
	Barra di poliolefine	Asse di legno

Tabella 1: Prodotti considerati nella produzione a partire da materiale di recupero (produzione secondaria) e corrispondente prodotto primario evitato

Materiale	Efficienza di selezione (% in peso)	Efficienza di recupero (% in peso)	Rendimento del riciclo (% in peso)
Acciaio	90-94	90,5 (forno di fusione)	81,5-85,1
Alluminio	85-95	83,5 (fonderia)	71,0-79,3
Vetro	70-94,2	100 (forno della vetreria)	70,0-94,2
Legno per pannello	86,5	95 (1) (pannellificio)	82,2 (1)
Pasta per carta	95,5-98	89 (cartiera)	85,0-87,2
Plastica	50-84,5 (2)	75,5 (riciclo PET)	37,3-63,0
		90 (riciclo HDPE)	
		60 (riciclo mix)	

(1) Senza considerare le perdite di processo causate dalla fase di essiccazione.

(2) Il flusso di plastica dopo la selezione è costituito per il 55% da PET, per il 20% da HDPE e per il 25% da un mix di poliolefine.

Tabella 2: Efficienze della fase di selezione e della fase di recupero e corrispondente intervallo del rendimento dell'intera attività di riciclo (selezione e recupero), per i diversi materiali analizzati

La Tabella 3 riporta la strutturazione, effettuata nel software utilizzato, dei singoli moduli realizzati per l'analisi LCA dei processi di produzione primaria e secondaria riportati in Tabella 1. Alcuni di questi moduli (scritti in corsivo nella Tabella 3) erano già presenti all'interno del database Ecoinvent (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007) implementato nel software: sono comunque stati adattati alle esigenze dello studio, con una modifica di dati laddove necessaria. Altri moduli sono invece stati completamente costruiti ex novo, come quello relativo alla produzione della pasta per carta a partire dal macero e quello del riciclo della plastica.

Materiale		**Produzione primaria**	**Produzione secondaria**
Acciaio		*Ecoinvent: Steel, converter, unalloyed, at plant/RER* modificate le emissioni in aria nel processo di produzione del coke; modificato il termine di richiamo dei COV in Ecoinvent	*Ecoinvent: Steel, electric, un- and low- alloyed, at plant/RER* modificate le emissioni in aria della fusione; aumentato il consumo elettrico del pretrattamento del rottame
Alluminio		*Ecoinvent: Aluminium, primary, at plant*/RER aggiornati per quanto riguarda il consumo di materie prime, elettricità e combustibili, le emissioni in aria e acqua e la produzione di rifiuti solidi i sottomoduli estrazione di bauxite, produzione di allumina, produzione dell'anodo, produzione di alluminio per elettrolisi, produzione di energia elettrica usata nell'elettrolisi	*Ecoinvent: Aluminium, secondary, from old scrap, at plant/RER* modificati il rendimento del forno, i consumi energetici sia della fase fusoria che della fase di pretrattamento, le emissioni in aria sia della fase fusoria che della fase di pirolisi, i quantitativi a smaltimento sia nella fase di preparazione del rottame che nella fase della fusione
Vetro		*Ecoinvent: Glass, virgin/RER* modificate le emissioni in aria; aggiunta l'infrastruttura come uguale a quella della produzione secondaria	*Ecoinvent: Packaging glass, green, at plant/RER* modificati i consumi di energia del forno, tolti i trasporti nel modulo del forno, modificate alcune emissioni del forno, aggiunto il consumo elettrico per la selezione
Legno		*Ecoinvent: Plywood, indoor use, at plant/RER*	*Ecoinvent: Particle board, indoor use, at plant/RER* modificati i consumi energetici e di alcune materie prime, tolto l'input di legno
Carta		*Ecoinvent: Thermo-mechanical pulp, at plant/RER* tolti gli additivi utilizzati per il bleaching	Pasta da macero (costruito ex novo)
Plastica	PET	*Ecoinvent: Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, at plant/RER*	Riciclo di PET (costruito ex novo)
	HDPE	*Ecoinvent: Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER*	Riciclo di HDPE (costruito ex novo)
	Mix	*Sawn timber, softwood, planed, air dried, at plant/RER*	Riciclo del mix (costruito ex novo)

Tabella 3: Moduli per l'analisi LCA delle produzioni primarie e secondarie dei materiali separati nella raccolta differenziata (Rigamonti e Grosso, 2009)

Gli impatti valutati per ciascuna attività di riciclo sono la richiesta complessiva di energia, tramite il metodo di caratterizzazione *Cumulative Energy Demand – CED* (Jungbluth e Frischknecht, 2004), e il consumo di risorse abiotiche, il riscaldamento globale, l'acidificazione, la tossicità umana e la formazione fotochimica di ozono, calcolati con il metodo di caratterizzazione *CML 2001 baseline* (CML et al., 2001).

Tali indicatori saranno espressi in termini di intervallo di possibile variazione, in funzione delle differenti ipotesi assunte nello studio (analisi di sensibilità). Più in dettaglio, i principali parametri che si sono fatti variare sono i seguenti:

- efficienza di selezione del materiale separato con la raccolta differenziata, dipendente dal tipo di raccolta stessa (Tabella 2);
- rapporto di sostituzione tra prodotto secondario e prodotto primario, dipendente dalle caratteristiche del materiale ottenuto dal riciclo. In una prima analisi si è assunta la qualità del prodotto secondario esattamente uguale a quella del corrispondente prodotto primario e quindi si è utilizzata una sostituzione di tipo 1:1 (ossia 1 unità di prodotto secondario evita 1 unità di prodotto primario). Nell'analisi di sensibilità si è invece voluto tener conto dello scadimento qualitativo determinato dalle attività di riciclo, almeno per legno, carta e plastica: in questo caso si è quindi adottato un rapporto di sostituzione 1:<1 che indica che 1 unità di prodotto secondario evita la produzione di <1 unità di prodotto primario (Tabella 4);
- contabilizzazione o meno dell'*energia feedstock* ossia della quota di energia contenuta nel legno, materiale potenzialmente combustibile, che viene utilizzato come tale (nella produzione del pannello compensato, di pasta primaria e di assi) e non come combustibile. Questa energia non è una vera e propria energia consumata, in quanto utilizzando il legno nelle suddette produzioni, tale energia viene trasferita al prodotto rimanendo quindi ancora disponibile. Di conseguenza, quando poi si vanno a calcolare gli impatti dell'attività di riciclo sottraendo agli impatti della produzione secondaria quelli della produzione primaria, considerando la CED del prodotto primario inclusiva dell'*energia feedstock* del legno, si andrebbe a sottrarre un termine energetico che in realtà non è stato consumato.

Si specifica infine che i risultati riportati nel successivo paragrafo non conteggiano gli impatti associati alle attività di trasporto dei materiali recuperati, né alle operazioni di smaltimento degli scarti prodotti durante le attività di riciclo (ad eccezione delle scorie di fusione di acciaio e alluminio che sono inviate a trattamento specifico). Questo perché tali impatti dipendono molto dalle condizioni locali: ad esempio, a seconda di come viene effettuata la raccolta differenziata (stradale o porta a porta) cambiano i chilometri che devono essere percorsi per raccogliere una tonnellata di un certo materiale; a seconda della realtà territoriale, l'impianto di riciclo può essere più o meno distante dal centro cittadino in cui è stata effettuata la raccolta differenziata; a seconda ancora del contesto territoriale, gli scarti delle operazioni di riciclo possono essere inviati, ad esempio, a discarica o a termovalorizzazione. Si è voluto quindi tenere separati tali impatti da quelli invece strettamente connessi all'attività di riciclo e quindi non così variabili con il contesto territoriale. Si sottolinea che questi impatti devono comunque essere inclusi nel momento in cui si analizza un sistema integrato di gestione dei rifiuti. Un accenno alla loro quantificazione è fornito in Rigamonti e Grosso (2009).

<table>
<tr><th colspan="2">Materiale</th><th>Rapporto di sostituzione</th><th>Ipotesi</th></tr>
<tr><td colspan="2">Acciaio</td><td>1:1</td><td>Stessa qualità acciaio secondario e primario.</td></tr>
<tr><td colspan="2">Alluminio</td><td>1:1</td><td>Stessa qualità alluminio secondario e primario (EAA, 2007).</td></tr>
<tr><td colspan="2">Vetro</td><td>1:1</td><td>Caratteristiche del contenitore realizzato con vetro riciclato uguali a quelle del contenitore prodotto dalle materie prime vergini.
Nel riciclo del vetro si utilizza l'83,5% di rottame di vetro e il 16,5% di materie prime vergini.</td></tr>
<tr><td colspan="2">Legno per pannello</td><td>1:1 e 1:0,6</td><td>Rapporto di sostituzione <1 calcolato sulla base delle differenti prestazioni di resistenza meccanica dei due prodotti primario e secondario.</td></tr>
<tr><td colspan="2">Pasta per carta</td><td>1:1 e 1:0,83</td><td>Rapporto di sostituzione <1 calcolato sulla base del numero di cicli di riciclo possibili (ISO 14044), assunto pari a 5.</td></tr>
<tr><td rowspan="3">Plastica</td><td>PET</td><td>1:1 e 1:0,81</td><td rowspan="2">Rapporto di sostituzione <1 calcolato sulla base del valore economico del polimero riciclato confrontato con quello del polimero vergine.</td></tr>
<tr><td>HDPE</td><td>1:1 e 1:0,81</td></tr>
<tr><td>Mix di poliolefine</td><td>1:1</td><td>Barra profilata e assi in legno con uguali caratteristiche meccaniche.</td></tr>
</table>

Tabella 4: Rapporto di sostituzione tra prodotto secondario e prodotto primario adottato nelle analisi

Risultati e discussione

Dai risultati del bilancio energetico espresso tramite l'indicatore di CED (*Cumulative Energy Demand*) è stato possibile calcolare il risparmio energetico associato alle attività di riciclo. La Figura 1 riporta tale grandezza rappresentando, laddove c'erano più valori a causa delle differenti ipotesi formulate, il valore peggiore. Si può notare che il riciclo dell'alluminio è quello che comporta il maggiore risparmio percentuale di energia rispetto alla produzione primaria: con il riciclo si risparmia infatti circa il 90% dell'energia utilizzata nella produzione a partire da bauxite. Anche il riciclo dei polimeri plastici vergini, quali PET e HDPE, permette un notevole risparmio energetico rispetto alla produzione primaria, compreso tra il 70% e il 90% a seconda delle ipotesi assunte. Il riciclo del mix di poliolefine comporta invece, sotto alcune ipotesi, un maggior consumo di energia rispetto alla corrispondente produzione primaria analizzata (produzione di barre profilate in plastica mista in sostituzione di assi in legno). Il riciclo della carta, a seconda delle ipotesi effettuate, implica un risparmio energetico compreso tra il 70% e il 95%, mentre il riciclo dell'acciaio e quello del vetro permettono di risparmiare, rispettivamente, circa il 62% e il 35% della corrispondente produzione primaria. Infine, il riciclo del legno, a seconda delle ipotesi effettuate, permette di risparmiare circa il 75% dell'energia della produzione primaria o addirittura consuma circa il 15% in più della produzione primaria.

Un esempio dell'influenza delle diverse ipotesi assunte relativamente al rapporto di sostituzione tra prodotto secondario e primario e alla contabilizzazione o meno dell'*energia feedstock* del legno utilizzato nelle produzioni primarie è mostrato in Figura 2 con riferimento al processo di riciclo della carta. I valori rappresentati sono espressi per tonnellata di pasta per carta prodotta e quindi non sono influenzati dall'efficienza di selezione dell'attività di riciclo, parametro che invece entra in gioco nel momento in cui gli impatti vengono espressi per tonnellata di materiale raccolto. L'intervallo di valori assunto dall'indicatore CED pari a -14708÷-37693 MJ eq. se espresso per tonnellata di pasta per carta prodotta diventa infatti -12501÷-32925 MJ eq. nel momento in cui viene espresso per tonnellata di carta raccolta.
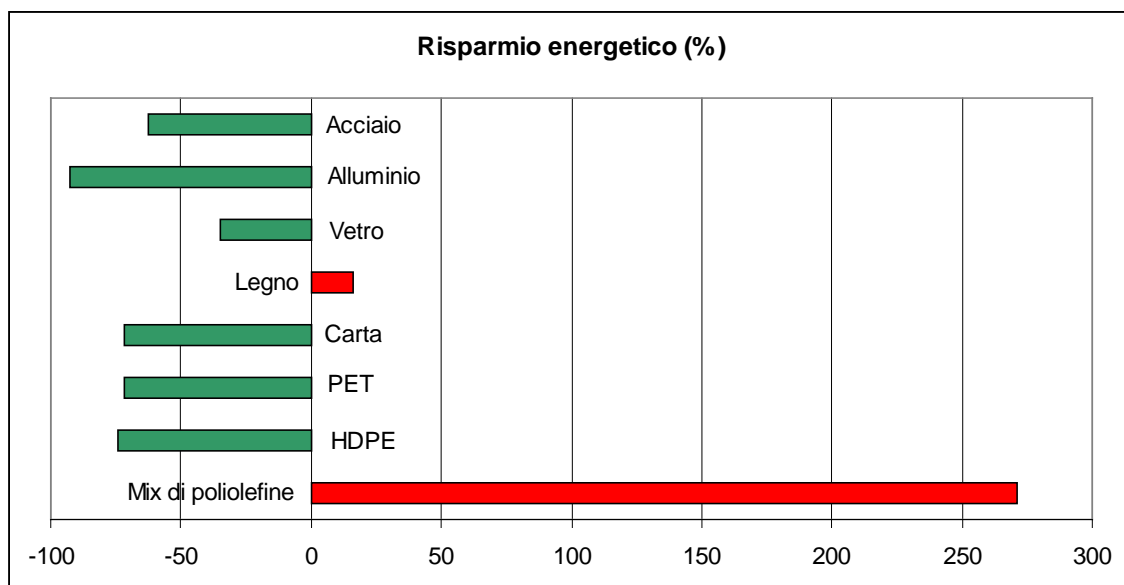
Figura 1: Risparmio energetico associato alle attività di riciclo (Rigamonti e Grosso, 2009)
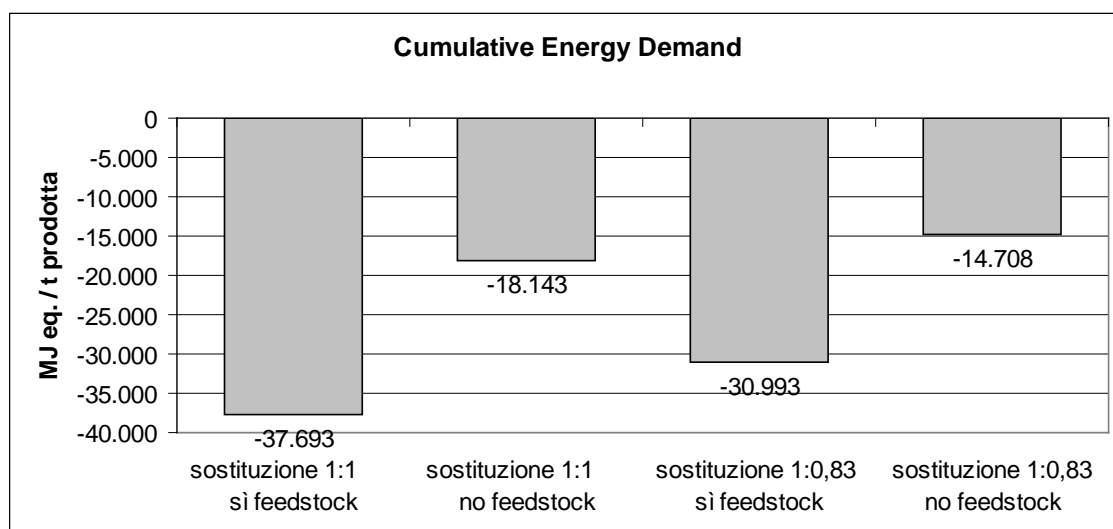
Figura 2: Impatto di domanda di energia CED per il riciclo della carta espresso per 1 t di pasta per carta prodotta (Rigamonti e Grosso, 2009)

Anche per gli indicatori di impatto ambientale l'analisi del ciclo di vita effettuata indica che il riciclo dei materiali da imballaggio comporta generalmente sempre un beneficio (alcune eccezioni si hanno nel riciclo del legno e del mix di poliolefine). Come visto per l'indicatore energetico, il riciclo dell'alluminio è quello che determina i maggiori benefici. Più in dettaglio si può concludere che:

- il riciclo dell'alluminio è quello che permette il maggior risparmio di risorse abiotiche rispetto alla produzione primaria (-40 kg Sb eq. per t di alluminio raccolto). Seguono tutti gli altri materiali, ma con un risparmio anche di un ordine di grandezza inferiore. Inoltre il riciclo del legno, a seconda delle ipotesi assunte, può addirittura determinare un consumo di risorse abiotiche maggiore rispetto alla produzione primaria;
- per quanto riguarda l'indicatore di riscaldamento globale (Figura 3), il riciclo dell'alluminio permette un risparmio di emissioni di CO_2 eq. pari a 6000-7000 kg CO_2 eq. per tonnellata raccolta ed inviata al riciclo. Seguono il riciclo di acciaio, plastica, vetro e carta. Il riciclo del legno presenta un risparmio di CO_2 eq. che, a seconda delle ipotesi assunte, può azzerarsi;
- il riciclo dell'alluminio permette un risparmio di emissioni acidificanti attorno a 40 kg di SO_2 eq. per tonnellata raccolta ed inviata al riciclo. Il riciclo degli altri materiali implica invece un risparmio di emissioni di SO_2 eq. dell'ordine di poche unità;
- per quanto riguarda l'indicatore di tossicità umana, il riciclo dell'alluminio implica un risparmio di emissioni con effetto tossico da due a tre ordini di grandezza superiore a quello di tutti gli altri materiali (circa -30 t 1,4 DCB eq. per t raccolta);
- infine, per quanto riguarda l'indicatore di formazione fotochimica di ozono, ancora una volta il riciclo dell'alluminio è quello che fornisce il maggiore beneficio con circa 12 kg di etilene equivalente risparmiati per t di alluminio raccolta ed inviata al riciclo. Seguono il riciclo di acciaio e plastica con un beneficio attorno all'unità, mentre il riciclo di vetro, legno e carta fornisce un beneficio quasi prossimo allo zero.
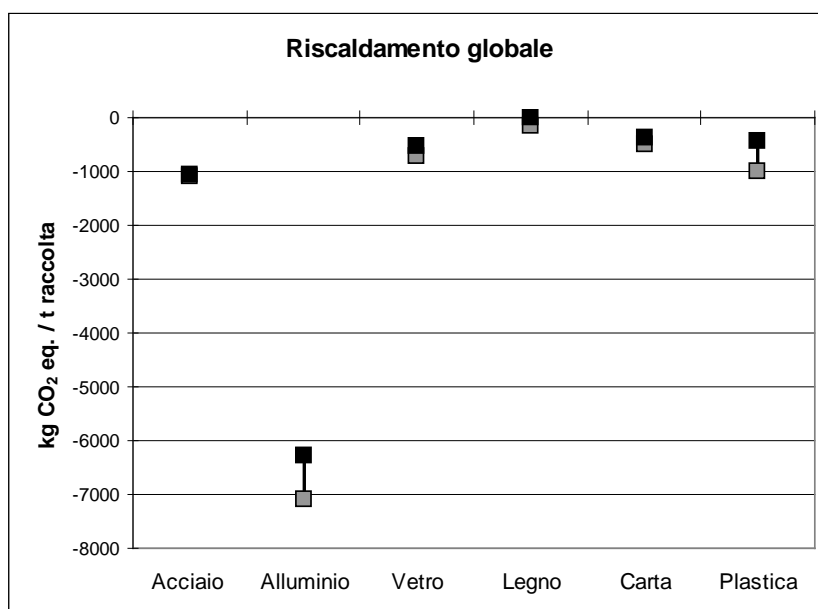
Figura 3: Intervallo di variazione dell'indicatore di riscaldamento globale riferito alla tonnellata di materiale raccolto (Rigamonti e Grosso, 2009)

Conclusioni

La metodologia LCA è stata qui utilizzata per valutare le attività di riciclo dei principali materiali separati con la raccolta differenziata. I risultati mostrano che i consumi di energia e le emissioni associati alle produzioni secondarie sono inferiori a quelli associati alla produzione degli stessi prodotti a partire dalle materie prime vergini (le sole eccezioni si hanno sotto certe ipotesi per il riciclo del legno e del mix di poliolefine). Questo significa che l'attività di riciclo nel suo complesso implica nella maggior parte dei casi un beneficio energetico ed ambientale. I risultati mostrano inoltre che i maggiori benefici si hanno per il riciclo dell'alluminio.

Le indicazioni fornite possono essere utilizzate nell'analisi LCA di un sistema integrato di gestione dei rifiuti urbani, dove si andranno ad aggiungere ed integrare con le valutazioni relative al trattamento del residuo indifferenziato, della frazione organica eventualmente separata alla fonte e degli scarti delle attività di recupero di materia (Rigamonti et al., 2009a e 2009b).

Bibliografia

CML, Bureau B&G, School of System Engineering, Policy Analysis and Management – Delft University of Technology, 2001, 'Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards'.

EAA, 2007, 'Aluminium Recycling in LCA - Version: July 2007', <http://www.eaa.net/>.

ISO, 2006a, ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO, 2006b, ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

Jungbluth, N, Frischknecht, R, 2004, 'Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods', Ecoinvent report n. 3, <www.ecoinvent.ch>.

Rigamonti, L, Grosso, M, 2009, 'Riciclo dei rifiuti – Analisi del ciclo di vita dei materiali da imballaggio', Dario Flaccovio editore, Palermo, 286 pp., ISBN 978-88-7758-897-5.

Rigamonti, L, Grosso, M, Giugliano, M, 2009a, 'Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems', Waste Management, 29, 934-944.

Rigamonti, L, Grosso, M, Sunseri, M.C., 2009b, 'Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 14, n. 5, pp. 411-419.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007, Ecoinvent: The Life Cycle Inventory Data, Version 2.0.

Analisi critica dell'applicazione del metodo LCA in relazione alla scelta del sistema di gestione dei rifiuti in Valle d'Aosta

Autori: Devis Panont[1], Lorenzo Frassy[1]

[1]Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Valle d'Aosta
d.panont@arpa.vda.it

Sommario

L'elevato livello di sensibilità e di attenzione sociale connesso alle tematiche di gestione dei rifiuti richiama grande aspettativa intorno allo strumento dell'analisi LCA. Le amministrazioni pubbliche si affidano sempre di più a studi LCA per orientare le proprie scelte nella gestione dei rifiuti. Associazioni ambientaliste e tecnici del settore invocano il metodo LCA come valido strumento di riferimento per la valutazione degli impatti ambientali derivanti dalla gestione dei rifiuti.

Alcuni aspetti critici del metodo LCA suggeriscono, tuttavia, una certa prudenza nell'interpretazione dei risultati, soprattutto in relazione agli impatti su scala locale. Un esame critico di un'analisi LCA commissionata per la scelta del nuovo sistema di gestione dei rifiuti in Valle d'Aosta, dimostra come la qualità dei dati e le condizioni al contorno possano influire in maniera decisiva nell'esito dello studio.

Introduzione

Attualmente, in Valle d'Aosta, i rifiuti urbani residui a valle della raccolta differenziata vengono smaltiti nella discarica regionale di Brissogne. In previsione dell'ormai prossimo esaurimento della discarica, l'amministrazione regionale ha commissionato uno studio comparativo tra due diversi scenari di gestione dei rifiuti, alternativi allo smaltimento in discarica (Figura 1).
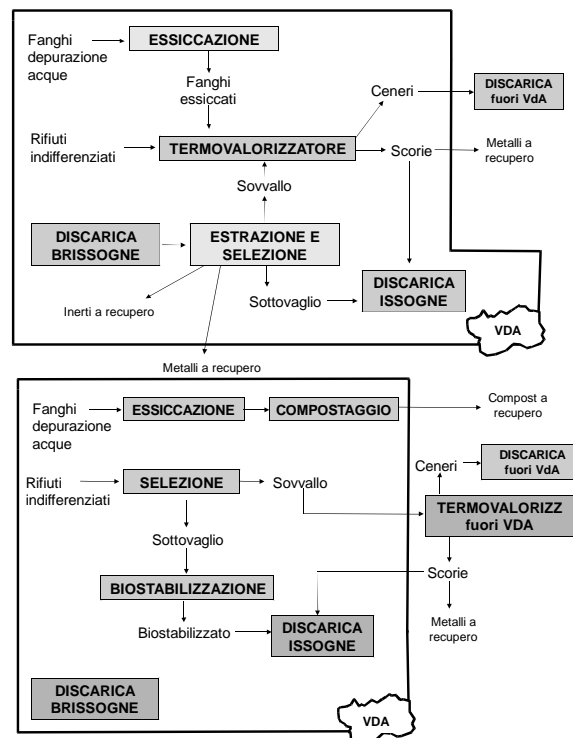
Figura 1: Schema dei due scenari di gestione dei rifiuti messi a confronto nello studio comparativo

Uno dei due scenari prevede la costruzione di un termovalorizzatore da 80000 t/a nel territorio regionale, alimentato in parte con i rifiuti urbani residui (circa 40000 t/anno) e per il resto con il materiale derivante dall'estrazione e successiva selezione dei rifiuti smaltiti nella discarica regionale esistente.

L'altro scenario prevede la costruzione di un impianto di trattamento meccanico biologico (TMB), con smaltimento della frazione secco-leggera in un termovalorizzatore esistente fuori dal territorio regionale, e della frazione organica stabilizzata in una nuova discarica regionale.

Secondo lo studio comparativo (Ziviani, Genon, 2007), lo scenario che prevede la costruzione di un termovalorizzatore in Valle d'Aosta risulta quello migliore da tutti i punti di vista: tecnico, economico ed ambientale. In tale ambito, il confronto degli impatti ambientali provocati dai due scenari è stato condotto mediante il metodo LCA, considerando le categorie di impatto relative a riscaldamento globale, acidificazione, tossicità umana e formazione fotochimica di ozono.

ARPA Valle d'Aosta ha considerato lo studio LCA, prendendo in esame in particolare gli impatti sulla tossicità umana, ritenuti quelli di maggiore interesse in relazione all'inserimento di un impianto di trattamento dei rifiuti nel contesto locale.

Sono stati considerati gli aspetti legati da una parte alle sorgenti di dati utilizzate, e, dall'altra, alla contestualizzazione dei risultati dello studio.

È stato inoltre condotto un esercizio di calcolo secondo il principio del controllo di sensibilità (UNI EN 14044), constatando come l'adozione di dati ed ipotesi alternative può cambiare l'esito della valutazione di impatto sulla tossicità umana.

L'influenza della qualità dei dati

Emissioni delle centrali termoelettriche e del termovalorizzatore

Il contributo legato alle emissioni evitate per produzione di energia elettrica dalla valorizzazione energetica dei rifiuti gioca un ruolo determinante nelle valutazioni LCA.

Nello studio LCA in esame, il calcolo di tali emissioni, in termini di potenziale di tossicità umana (HTP_{∞}, kg 1,4-diclorobenzene-equivalente/kg), viene condotto utilizzando dati di letteratura relativi a centrali termoelettriche alimentate secondo la distribuzione del parco termoelettrico nazionale del 2004 (20% olio combustibile, 20% carbone, 60% gas naturale).

La componente primaria di tali emissioni, calcolata con i dati dell'inventario ISPRA-Sinanet (http://www.sinanet.apat.it/it/inventaria/disaggregazione-2000/db), risulta pari a 28,15 kg 1,4DCBeq/t (valore riferito all'energia recuperata dalla termovalorizzazione di una tonnellata di rifiuti). Tale valore risulta 6 volte più elevato rispetto alle emissioni del termovalorizzatore, pari a 4,63 kg 1,4DCBeq/t, calcolate con dati primari relativi a misure effettive condotte su termovalorizzatori esistenti del Nord Italia.

Proviamo ora a confrontare le emissioni di centrali termoelettriche e di termovalorizzatori utilizzando in entrambi i casi dati coerenti tra loro.

Non avendo a disposizione dati relativi a misure effettuate su centrali termoelettriche esistenti, calcoliamo il fattore di emissione della termovalorizzazione dei rifiuti facendo ricorso alla stessa banca dati ISPRA-Sinanet. Il fattore di emissione risulta pari a 675,18 kg 1,4DCBeq/t, valore circa 150 volte più grande di quello calcolato a partire da dati primari. È evidente l'enorme differenza riconducibile alla qualità dei dati utilizzati, dati primari (derivanti da misure) e dati secondari (ricavati da banche dati). È ragionevole supporre che una

analoga notevole differenza possa sussistere anche per le emissioni delle centrali termoelettriche alimentate a combustibili fossili, con conseguenze rilevanti sui bilanci complessivi di tossicità equivalente.

Emissioni del processo di biostabilizzazione

Nello studio LCA il fattore di emissione del processo di biostabilizzazione dei rifiuti risulta pari a 6,11 kg 1,4DCBeq/t (valore riferito ad una tonnellata di rifiuto trattato), valore superiore a quello adottato per il processo di termovalorizzazione, pari a 4,63 kg 1,4DCBeq/t. Si tratta di un dato piuttosto inatteso, in relazione alle diverse condizioni di esercizio dei due processi.

Nello studio LCA il fattore di emissione della biostabilizzazione viene calcolato prendendo a riferimento una banca dati ANPA (ora ISPRA) per i metalli pesanti, e dati derivanti da misure su impianti esistenti per gli altri inquinanti (NO_x, NH_3, diossine, H_2S, polveri).

Proviamo, anche in questo caso, a confrontare le emissioni dei processi di biostabilizzazione e di termovalorizzazione utilizzando in entrambi i casi sorgenti di dati coerenti tra loro.

La normativa nazionale e comunitaria non prevede valori limite di emissione specifici per i TMB. Le autorizzazioni rilasciate dalle singole regioni in Italia prevedono valori limite per polveri, NH_3, COV (come COT), H_2S, odori. In Austria ed in Germania è in vigore una legge federale (30.BlmSchV) che prevede, per questi processi, limiti di emissione per: polveri, COV (come COT), NO_x, N_2O, odori e diossine e furani. Non risulta che, a livello europeo, siano previsti limiti di emissione di metalli per gli impianti TMB.

Fattori di emissione di metalli da processi TMB sono stati reperiti in uno studio condotto dall'Agenzia Federale per l'Ambiente austriaca (Umweltbundesamt, 1999). Nella Tabella 1 seguente vengono confrontati i valori di emissione riportati in tale studio e quelli derivati dalla banca dati ANPA utilizzati nello studio LCA.

Inquinante	*Unità di misura*	*Fattori di emissione utilizzati nello studio LCA (banca dati ANPA)*	*Fattori di emissione da misure su impianti esistenti in Austria e Germania (studio Umweltbundesamt)*	*Potenziale di tossicità umana HTP∞ (kg 1,4DCBeq/kg)*
Cd	mg/t	25	0,04	150000
Hg	mg/t	125	6,22	6000
Pb	mg/t	125	0,60	470
Ni	mg/t	25	5,03	35000
Cu	mg/t	5	4,55	4300

Tabella 1: valori di emissione da processi TMB dei rifiuti (riferiti ad una tonnellata di rifiuti sottoposta a trattamento)

I fattori di emissione misurati risultano sensibilmente inferiori rispetto ai dati di letteratura, in alcuni casi anche di 2-3 ordini di grandezza. Una differenza del fattore di emissione di metalli caratterizzati da un potenziale di tossicità umana elevato (Cd, Hg, Ni), si ripercuote in maniera critica nel calcolo del fattore di emissione totale.

Prendendo a riferimento dati misurati anche per i metalli, il fattore di emissione della biostabilizzazione risulta pari a 0,89 kg 1,4DCBeq/t, ovvero oltre 6 volte inferiore a quello adottato nello studio LCA e circa 5 volte inferiore al dato relativo al processo di termovalorizzazione, calcolato con dati misurati.

LCA e dimensione globale / locale

Scala di influenza degli impatti ambientali

La localizzazione delle fonti di impatto e le condizioni ambientali in cui le singole fonti si inseriscono sono aspetti che non vengono normalmente presi in considerazione nell'analisi LCA. L'ambiente è rappresentato come un'entità standard con caratteristiche generiche in cui le ricadute e gli impatti delle sostanze rilasciate dalle varie fonti vengono considerate in maniera semplificata (J. Potting, M. Hauschild, 2006).

Nella valutazione dei risultati di un'analisi LCA è tuttavia opportuno tenere conto della scala di influenza delle categorie di impatto considerate. Nelle linee guida LCA dell'EPA (EPA, 2006) è prevista una classificazione delle categorie di impatto a seconda della scala di influenza: globale, regionale o locale (Tabella 2).

Impact category	Scale
Global Warming, Ozone Depletion, Resource Depletion	Global
Photochemical Smog, Acidification	Regional
Human Health, Terrestrial Toxicity, Aquatic Toxicity, Eutrophication, Land Use, Water Use	Local

Tabella 2: Classificazione delle diverse categorie di impatto riportata in "LCA: principles and practice" (maggio 2006)

Alla categoria relativa agli effetti sulla salute umana è riconosciuta un'influenza su scala locale. Valutare tale categoria di impatto mediante la tecnica LCA, che per sua natura ha un approccio globale nella valutazione degli impatti, presenta aspetti problematici, soprattutto se l'obiettivo dello studio è valutare gli impatti legati alle realizzazione di una fonte di emissione localizzata, quale, ad esempio, un impianto di trattamento dei rifiuti.

Prendiamo, ad esempio, in considerazione il risultato dell'analisi LCA per la tossicità umana per lo scenario del termovalorizzatore in Valle d'Aosta (Figura 2). La valutazione degli impatti sulla tossicità umana dice che la costruzione del termovalorizzatore in Valle d'Aosta porterà ad un vantaggio ambientale complessivo su scala globale, in quanto verrà evitata l'emissione di oltre 75000 tonnellate di tossicità equivalente.
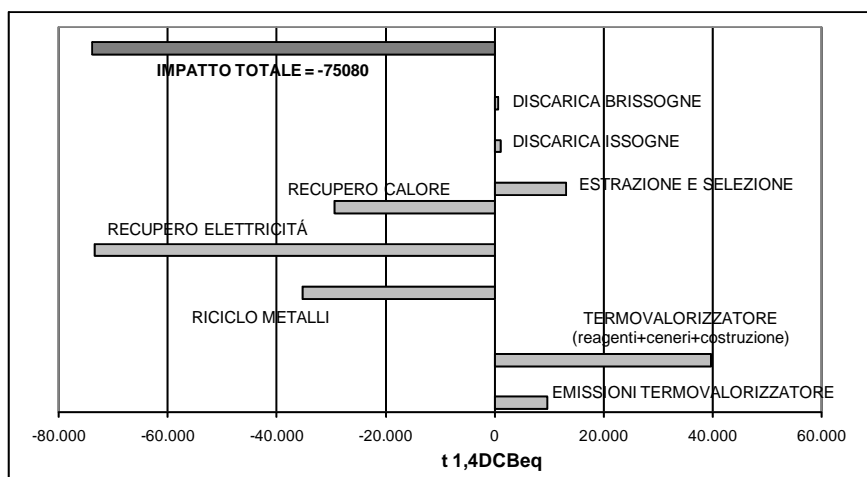
Figura 2: Studio LCA comparativo - bilancio delle emissioni di tossicicità equivalente per lo scenario del termovalorizzatore in Valle d'Aosta

Tale dato pone evidenti difficoltà di lettura e condivisione in chiave positiva di fronte all'opinione pubblica, che è propensa a identificare il termovalorizzatore come una fonte di impatto sul territorio locale.

Esaminando il bilancio LCA di Figura 2, si osserva che il vantaggio ambientale complessivo è praticamente pari alle emissioni evitate per il recupero di energia elettrica dal termovalorizzatore, contributo che risulta pertanto determinante per l'esito dell'analisi.

Sulla base dei fattori di emissione della banca dati ISPRA-Sinanet, il fattore di emissione totale di tossicità equivalente delle centrali termoelettriche (componente primaria e secondaria) adottato nello studio LCA risulta determinato per il 54% dalle emissioni primarie di arsenico delle centrali a carbone e per il 21% dalle emissioni primarie di nichel dalle centrali ad olio combustibile (As e Ni sono caratterizzati da potenziali di tossicità umana molto elevati rispetto ad altri inquinanti).

Pertanto, l'interpretazione più diretta del risultato dell'analisi LCA è che la costruzione di un termovalorizzatore in Valle d'Aosta costituisce un vantaggio ambientale perché, ad esempio, si evita una parte delle emissioni di arsenico della centrale termoelettrica a carbone di Vado Ligure (Savona), considerando la centrale a carbone più vicina alla Valle d'Aosta. Si tratta, chiaramente, di una valutazione che pone problemi di condivisione da parte dell'opinione pubblica.

Introduzione di elementi di caratterizzazione locale nell'analisi LCA

Il tema della "spatial differentiation" negli studi LCA è oggetto di confronto e di viva discussione nell'ambito della comunità scientifica. Secondo alcuni studiosi del settore, per poter ottenere risultati che trovino un effettivo riscontro nella realtà, in alcuni casi è necessario introdurre nell'analisi LCA importanti elementi di caratterizzazione regionale/locale (J. Potting, M. Hauschild, 2006).

Al fine di costruire scenari di valutazione di impatto realistici anche nella percezione pubblica, appare di fondamentale importanza calare, quanto più possibile, l'analisi LCA nei contesti locali. In questa prospettiva, in relazione al caso in esame, alcune considerazioni sono importanti.

- ***Recupero di energia elettrica***

Come già evidenziato al paragrafo precedente, le emissioni evitate per recupero di energia elettrica giocano un ruolo fondamentale nei sistemi che prevedono la valorizzazione energetica dei rifiuti.

In Valle d'Aosta non sono presenti centrali termoelettriche, in quanto l'intera produzione locale deriva da fonte idroelettrica. Un terzo dell'energia idroelettrica prodotta è destinata al fabbisogno regionale, e la restante parte viene esportata. Pertanto, l'energia elettrica prodotta da un nuovo impianto verrebbe ceduta in ogni caso alla rete nazionale, e non andrebbe a sostituire parte del fabbisogno regionale.

Pertanto, l'ipotesi che l'energia elettrica prodotta dal termovalorizzatore costruito in Valle d'Aosta vada a sostituire l'energia prodotta da centrali alimentate a combustibili fossili non riflette la realtà locale.

Recupero di calore per la rete di teleriscaldamento

Nello studio LCA si prevede la realizzazione di una rete di teleriscaldamento locale alimentata con l'energia termica recuperata dal termovalorizzatore, stimata pari al 40% del carico termico in ingresso.

Da una valutazione mirata del contesto locale in cui verrebbe realizzato l'impianto, tenendo conto della superficie residenziale presumibilmente allacciabile alla rete di

teleriscaldamento e del fabbisogno termico specifico annuo, ARPA VdA stima un fabbisogno termico massimo pari al 21% del carico termico in ingresso al termovalorizzatore, ovvero la metà di quanto stimato nello studio LCA.

Inoltre, nello studio LCA viene ipotizzato che tutte le caldaie sostituite siano alimentate ad olio combustibile. Dal censimento regionale degli impianti termici risulta, invece, che nella zona residenziale interessata le caldaie sono alimentate per il 57% gasolio, per il 29% a GPL e per il 14% a gas naturale.

È evidente la differenza tra le effettive condizioni del contesto locale e le condizioni prese a riferimento per il calcolo delle emissioni evitate per la realizzazione della rete di teleriscaldamento locale.

Controllo di sensibilità per il calcolo degli impatti sulla tossicità umana

Nel presente paragrafo viene condotto un esercizio di calcolo secondo i principi del "controllo di sensibilità" previsto dalla UNI EN 14044, ovvero una rideterminazione degli esiti dell'analisi LCA dello studio comparativo utilizzando ipotesi, metodi e dati diversi, che in parte tengono conto delle considerazioni fin qui svolte.

Ipotesi alternative prese a riferimento

- *Fonti di produzione di energia elettrica sostituite*

Nello studio LCA si ipotizza che l'energia elettrica recuperata sostituisca l'energia prodotta da centrali termoelettriche alimentate secondo la distribuzione del parco termoelettrico nazionale del 2004 (20% olio combustibile, 20% carbone, 60% gas naturale).

L'individuazione della fonte di energia elettrica che può essere sostituita è affidata ad una scelta dell'estensore dello studio. Non risulta, infatti, che nelle norme tecniche e nei documenti di indirizzo relativi all'applicazione del metodo LCA siano riportate indicazioni in merito a tale aspetto.

Facendo riferimento al bilancio elettrico nazionale, si può ipotizzare, ad esempio, che in primo luogo venga sostituita l'energia importata dall'estero, che risulta pari a circa il 14% della richiesta nazionale (Terna – Rete Elettrica Nazionale, 2007); ad esempio l'energia proveniente dalle centrali nucleari francesi che non provocano impatti per quanto riguarda le emissioni in atmosfera. Oppure si può ipotizzare che sia prodotta solo da centrali a carbone, che risulta il combustibile più inquinante. Oppure solo da centrali a gas naturale, che risulta il combustibile più costoso.

ARPA VdA ha scelto come ipotesi alternativa che l'energia elettrica sostituita sia prodotta da centrali termoelettriche alimentate a gas naturale.

- *Fonti di produzione di energia termica sostituite*

Nello studio LCA si ipotizza che le caldaie domestiche sostituite dalla rete di teleriscaldamento collegata al termovalorizzatore siano alimentate ad olio combustibile.

Sulla base dei dati del censimento regionale degli impianti termici, ARPA VdA ha assunto che le caldaie sostituite siano alimentate per il 57% gasolio, per il 29% a GPL e per il 14% a gas naturale.

- *Rendimenti energetici del termovalorizzatore*

Nello studio LCA si assume che il termovalorizzatore abbia un rendimento elettrico pari a 11,5%, ed un rendimento termico pari a 40,2%.

Sulla base dei dati di progetto dell'impianto (Ziviani, Genon, 2007), ipotizzando un'ottimizzazione del recupero energetico in assetto cogenerativo, modulabile in relazione alla richiesta stagionale della rete di teleriscaldamento locale, ARPA VdA ha stimato un recupero di energia elettrica pari a 13,2% e di energia termica pari a 19,2%.

- *Emissioni della fase di biostabilizzazione*

Nello studio LCA il fattore di emissione di tale processo, calcolato sulla base di dati secondari per i metalli e di dati primari per gli altri inquinanti emessi, risulta pari a 6,11 kg 1,4DCBeq/t.

ARPA VdA ha ricalcolato il fattore di emissione prendendo a riferimento dati primari anche per i metalli (Tabella 1), ottenendo un valore pari a 0,89 kg 1,4DCBeq/t.

- *Emissioni legate alla costruzione del termovalorizzatore*

Nello studio LCA vengono conteggiate anche le emissioni dovute alla produzione di materiali (calcestruzzo e acciaio) necessari per la realizzazione dell'impianto di termovalorizzazione del Gerbido (Torino), al quale si ipotizza che venga destinata la frazione secco-leggera dei rifiuti nello scenario che prevede la costruzione di un impianto TMB.

ARPA VdA ha scelto, quale ipotesi alternativa, di non considerare tali emissioni, in quanto la costruzione del termovalorizzatore del Gerbido risulta completamente svincolata dalla gestione dei rifiuti in Valle d'Aosta.

Risultato del controllo di sensibilità

L'esito del controllo di sensibilità è rappresentato in Figura 3.
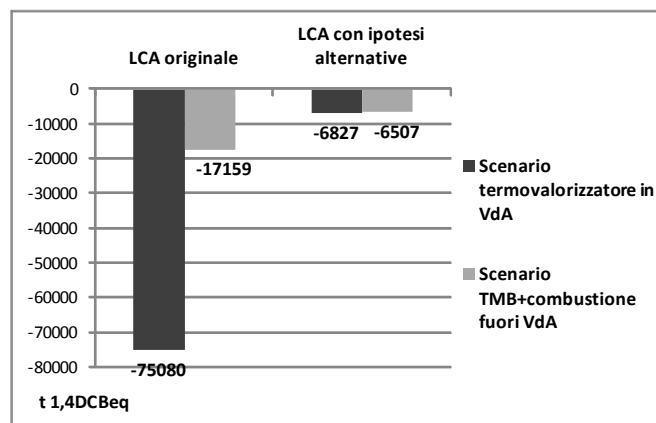
Figura 3: Risultato dell'esercizio di calcolo per il controllo di sensibilità

Con l'adozione delle ipotesi alternative il bilancio di tossicità umana dei due scenari risulta confrontabile. In questo caso non è possibile affermare con certezza che uno scenario è preferibile rispetto all'altro per gli impatti sulla tossicità umana.

In particolare, nel caso dello scenario che prevede la costruzione del termovalorizzatore in Valle d'Aosta, il valore di emissioni evitate in termini di tossicità equivalente risulta di un ordine di grandezza inferiore rispetto a quello calcolato nell'analisi LCA originale.

Conclusioni

L'utilizzo dello strumento LCA come supporto per le scelte di un'amministrazione locale in materia di gestione dei rifiuti, può presentare degli aspetti problematici, che suggeriscono prudenza nell'interpretazione dei risultati.

La qualità dei dati utilizzati per le valutazioni di impatto può avere un peso determinante nell'esito dei calcoli. In particolare l'utilizzo di dati secondari, tratti da banche dati, può portare ad una notevole sovrastima delle emissioni, rispetto ai dati primari, derivanti da misure su impianti esistenti.

L'approccio, prettamente globale, della tecnica LCA, necessita di elementi di contestualizzazione, in particolare per la valutazione degli impatti sulla tossicità umana nel caso della realizzazione di impianti in un particolare contesto locale.

Un'analisi LCA destinata ad orientare scelte politiche locali, dovrebbe tenere conto, quanto più possibile, degli elementi caratteristici del contesto locale, prevedendo un inserimento realistico delle nuove attività nel territorio interessato (problematica della "spatial differentiation in LCA").

Negli studi LCA condotti su scenari previsionali, la definizione di determinate condizioni al contorno presenta inevitabilmente dei margini di discrezionalità che possono risultare molto ampi agli effetti del calcolo. In particolare, nel caso della valorizzazione energetica dei rifiuti, l'individuazione della fonte di produzione di energia elettrica sostituita per recupero energetico può svolgere un ruolo fondamentale per l'esito dei bilanci di impatto.

Dall'esercizio di calcolo condotto secondo il principio del controllo di sensibilità (UNI EN 14044), emerge in misura evidente come, adottando dati ed ipotesi alternative a quelle dello studio orginale, la valuazione degli impatti ambientali può variare notevolmente, portando a radicali differenze dell'esito dell'analisi LCA.

Bibliografia

L. Ziviani, G. Genon, 2007, "Studio comparativo fra i sistemi di trattamento e smaltimento dei rifiuti in Valle d'Aosta"
M. Giugliano – DIIAR Politecnico di Milano, 2007, "Definizione dei flussi di inquinanti atmosferici dell'attività di termovalorizzazione dei rifiuti e valutazione degli impatti con la tecnica del ciclo di vita"
(http://www.regione.vda.it/territorio/rifiuti/studi_comparativi)

J. Potting, M. Hauschild, 2006, "Spatial Differentiation in LCA – a decade of method development to increase the environmental realism of LCIA" - The International Journal of Life Cycle Assessment - Volume 11, Supplement 1

U. S. Environmental Protection Agency, 2006, "LCA: principles and practice"

Umweltbundesamt (Agenzia Austriaca dell'Ambiente), 1999, "Abluftreinigung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA) – BE156" (studio sulle emissioni in atmosfera dei trattamenti meccanici biologici)

Centre of Environmental Science – Leiden University (CML), 2001, "Life Cycle Assessment – An operational guide to the ISO standards – final report"

Terna – Rete Elettrica Nazionale, 2007, Bilancio dell'energia elettrica in Italia (www.terna.it)

ISPRA-Sinanet, Database dei fattori di emissione
(http://www.sinanet.apat.it/it/inventaria/disaggregazione-2000/db)

Edifici a Zero Emissioni. Una questione di confini di sistema

Monica Lavagna

Politecnico di Milano, Dipartimento BEST
monica.lavagna@polimi.it

Sommario

Dopo la diffusione di politiche per il risparmio energetico in edilizia, uno degli obiettivi di lungo periodo che l'Unione Europea e gli Stati Uniti si stanno dando è la promozione di edifici a Zero Emissioni, che non solo riducano drasticamente il loro fabbisogno energetico, ma anche producano l'energia necessaria al loro uso tramite fonti energetiche rinnovabili, puntando dunque all'autosufficienza energetica degli edifici. Le esperienze che siano riuscite a conseguire concretamente (al di là degli slogan) questo obiettivo sono pochissime e soprattutto manca ancora una definizione condivisa di come perimetrare i confini del sistema analizzato. Di conseguenza, è ancora lontana la possibilità di dare una definizione di Zero Emission omogenea. Quello che però emerge chiaramente è che gli attuali gruppi di lavoro che stanno elaborando documenti interpretativi e procedendo all'elaborazione di una definizione armonizzata stanno totalmente trascurando di applicare un approccio LCA che valuti l'intero ciclo di vita.

Introduzione

L'espressione *Zero Emission* indica, in modo del tutto generale, la produzione di energia (calore, elettrica) oppure la trasformazione di questa da una forma a un'altra (per esempio, nel caso di alcune pompe di calore, da elettrica in calore) senza avere nessuna delle emissioni tipiche che normalmente si sprigionano dal processo di combustione di combustibili fossili, come ad esempio l'anidride carbonica.

Già da questa definizione emerge un primo ordine di criticità, che risiede nel stabilire quali tipi di emissioni considerare. Generalmente si tende a mettere in evidenza le emissioni di anidride carbonica, ma occorrerebbe allargare lo sguardo a tutte le emissioni a effetto serra (GWP). Ma non solo. Visto che si parla di *zero emission* e non semplicemente di *zero carbon* o *carbon neutral*, occorrerebbe considerare tutti i tipi di emissione, e dunque tutte le sostanze che causano anche effetti di acidificazione, eutrofizzazione, riduzione dello strato di ozono, smog fotochimico ecc.

Il secondo ordine di criticità è la definizione dei confini del sistema analizzato per verificare il bilancio a "emissioni zero". In genere manca una verifica delle emissioni nell'intero ciclo di vita e si trascurano soprattutto gli impatti generati dalla produzione di impianti e tecnologie per la produzione di energia da fonti rinnovabili.

Le politiche energetiche "toward ZEBs"

La riduzione dei consumi di energia primaria e delle emissioni di anidride carbonica è uno degli obiettivi chiave delle politiche europee e internazionali, come dimostrato dalla sottoscrizione del Protocollo di Kyoto e dal target 20-20-20 proposto dall'Europa.

Il settore edilizio è uno dei settori strategici da orientare per poter raggiungere questi obiettivi ambiziosi, dal momento che gli edifici, nella sola fase d'uso, sono responsabili del 40% dei consumi di energia e del 25% delle emissioni di CO_2.

Le politiche energetiche europee stanno da tempo promuovendo nel settore edilizio edifici a basso consumo energetico e strategie progettuali bioclimatiche, con particolare attenzione all'involucro edilizio (isolamento termico, sistemi vetrati avanzati, doppia pella, spazi buffer, serre, schermature solari ecc.).

Il passo successivo è la promozione di *Zero Energy Buildings* o *Zero Emission Buildings*, ossia edifici dove, grazie all'alta efficienza dell'involucro, il fabbisogno di energia primaria è uguale o inferiore alla produzione di energia in loco da fonti rinnovabili (fotovoltaico, solare termico, eolico ecc.).

A maggio del 2009, il Parlamento Europeo, su proposta dei deputati della Commissione Industria, ha approvato una serie di emendamenti alla Direttiva sul rendimento energetico degli edifici del 2002, indirizzati a: dare una definizione europea comune di "edifici a emissioni zero", individuare specifici target nazionali di riduzione del consumo energetico nell'edilizia e definire l'obbligo, entro il 2018, per tutti i paesi europei di garantire che tutti gli edifici di nuova costruzione siano completamente autosufficienti, cioè producano in loco più energia di quanta ne consumano, grazie all'uso di fonti rinnovabili.

Anticipando la decisione europea, nel dicembre del 2006 il Regno Unito ha introdotto nel suo territorio l'obiettivo di realizzare entro il 2016 tutti i nuovi edifici *Carbon Neutral*.

L'obiettivo ZEB non è solo europeo. Anche negli Stati Uniti il Department of Energy (DOE) ha stabilito l'ambizioso obiettivo di definire le tecnologie e le conoscenze necessarie per la realizzazione di edifici commerciali *Zero Energy commercial buildings* a partire dal 2025. Inoltre nel 2008 l'International Energy Agency (IEA), nell'ambito dei programmi SHC (Solar Heating and Cooling) e ECBCS (Energy Conservations in Buildings and Community Systems), ha avviato un progetto dedicato a questo tema (SHC Task 40 - ECBCS Annex 52, *Towards Net Zero Energy Solar Buildings NZEBs*), con l'intento non solo di dare una definizione di NZEBs, ma anche di fornire esempi dimostrativi e linee guida per la realizzazione di nuovi edifici.

Alcune definizioni di ZEB

A tutt'oggi, non esiste una chiara e condivisa definizione di *Zero Energy Building*. Sono disponibili molti studi e documenti, nei quali gli autori hanno cercato di proporre diverse definizioni in relazione a come è raggiunto l'obiettivo "zero energy" (interazione con la rete, tipi di energia considerati nel bilancio, confini del sistema considerato nel bilancio).

L'elaborazione di una definizione completa e condivisa, oltre a essere un obiettivo posto dal Parlamento Europeo, è anche attività del progetto Task 40-Annex 52 dello IEA. Secondo una prima ricerca condotta nell'ambito del progetto, in letteratura esistono circa venti definizioni di ZEB che si differenziano per parametro di misura, voce di consumo energetico, connessione con l'ambiente esterno, fonti rinnovabili da cui attingere ecc.

Per poter ottenere uno ZEB occorre innanzitutto ridurre drasticamente il fabbisogno energetico dell'edificio e quindi avere come obiettivo progettuale un *near-zero energy building* o *ultra-low energy building*. Il fabbisogno energetico viene quindi garantito dalla produzione da fonti rinnovabili in loco.

Torcellini et al. (2006) definiscono *Zero-Energy Building* un edificio residenziale o commerciale che riduce drasticamente il suo fabbisogno energetico grazie a una progettazione dell'involucro efficiente e all'ottimizzazione dei guadagni termici e in cui il fabbisogno energetico viene soddisfatto tramite impianti che producono

energia da fonti rinnovabili. Gli stessi autori individuano le principali definizioni di ZEB:

• *Net Zero Site Energy Building*, che produce come minimo tanta energia quanta è necessaria in un anno, assumendo come confini del sistema l'edificio.

• *Net Zero Source Energy Building*, che produce come minimo tanta energia quanta è necessaria in un anno, assumendo come confini del sistema la fonte di produzione di energia; Source Energy si riferisce all'energia primaria necessaria per generare e distribuire l'energia. Questa è la definizione che corrisponde a quella della Commissione Industria del Parlamento Europeo.

• *Net Zero Energy Costs Building*, il cui bilancio viene operato non sull'energia ma sui costi dell'energia (bilancio economico tra l'energia "venduta" in rete e l'energia acquistata in rete).

• *Net Zero Energy Emissions*, il cui bilancio di emissioni deve essere "zero" (tra energia prodotta da fonti rinnovabili a zero emissioni ed energia consumata da fonti che producono emissioni). Questa definizione è anche quella di *Zero Carbon Building*.

Quest'ultima definizione mette in evidenza che una definizione di ZEB basata sul bilancio dell'energia primaria non corrisponde necessariamente a una definizione di ZEB basata sul bilancio delle emissioni di anidride carbonica (*zero carbon*). Le politiche internazionali privilegiano la definizione *Zero Energy*, ma, se l'obiettivo è la riduzione delle emissioni di CO_2, sarebbe opportuno parlare di *Zero Carbon Buildings*.

Gli autori specificano che ottenere uno ZEB staccato dalla rete è molto difficile, dal momento che le tecnologie di accumulo della corrente elettrica generata dagli impianti eolici o fotovoltaici sono ancora limitate. Introducono quindi una definizione più precisa di ZEB connesso in rete, ossia *Net Zero Energy Building* (NZEB).

A partire da questa definizione, è possibile introdurre l'interpretazione che è possibile utilizzare energia prodotta da fonti energetiche rinnovabili che si trovano anche al di fuori dei confini del sistema edificio o del sito in cui l'edificio è collocato. Viene quindi introdotta la definizione di *off-site ZEB*. Gli *off-site ZEB* si possono ottenere acquistando energia rinnovabile dalla rete e quindi collocando la produzione di energia rinnovabile in luoghi concentrati (per esempio campi fotovoltaici), che, secondo alcuni studiosi, hanno un maggior rendimento rispetto alla microproduzione diffusa. Molti studiosi stanno infatti mettendo in discussione il vincolo di generare l'energia rinnovabile in loco, promuovendo invece la possibilità di una generazione tramite impianti centralizzati di grandi dimensioni (campi fotovoltaici) e l'acquisto dell'energia elettrica (rinnovabile) in rete. Infatti la produzione centralizzata ha un maggiore rendimento e inoltre l'immissione in rete da produzioni puntuali rischia di mettere in crisi la rete (*grid*). Questa scelta però risolleva il problema del consumo di suolo che invece l'integrazione degli impianti negli edifici mirava a risolvere.

Se ci si apre a questa definizione, allora è anche possibile ottenere *off-site zero emissions building* acquistando "crediti di emissioni" in una sorta di *emission trading*.

Kilkis (2007) evidenzia che nel bilancio “zero” dovrebbe essere considerata non solo la quantità, ma anche la qualità dell'energia (exergia), in modo da valutare l'impatto complessivo che si determina sull'ambiente; questa concezione porta l'autore a introdurre una nuova definizione, ossia *Net Zero Exergy Building*.

Da questo quadro emerge una prima importante questione: l'esistenza di due definizioni diverse (*Zero Energy Buildings* o *Zero Emission Buildings*), considerate sinonime e abbinate entrambe all'acronimo ZEB. Questo dipende dal fatto che si considera una produzione energetica da fonti rinnovabili, per cui energia gratuita (*zero energy*) e priva di emissioni (*zero emission*).

Ma compiere un bilancio sulle energie e sulle emissioni non è la medesima cosa.

Inoltre, la definizione "Zero Emissioni" in genere considera, nel bilancio delle emissioni, solamente l'anidride carbonica e non stima tutti i tipi di emissioni inquinanti (che per esempio vengono prodotte dalla combustione del legno).

E ancora, non è una definizione legata a un bilancio relativo al ciclo di vita, e dunque vi sono interpretazioni molto differenti riguardo alla definizione dei confini del sistema analizzato.

In particolare manca un approccio al ciclo di vita che valuti, in un bilancio completo, l'energia e le emissioni generate dalle tecnologie (elementi costruttivi e impianti) utilizzate per ottenere l'obiettivo delle "Zero Emissioni". In realtà, in un bilancio complessivo dell'intero ciclo di vita sarebbe possibile mettere in evidenza che alcune scelte tecnologiche rivolte alla riduzione dei consumi di energia e delle emissioni di CO_2 nella fase d'uso possono incrementare gli impatti nelle altre fasi del ciclo di vita (processi di estrazione e produzione, trasporto, manutenzione, fine vita). Una visione estesa all'intero ciclo di vita appare dunque opportuna e necessaria per indirizzare la realizzazione di ZEB che siano a basso impatto ambientale.

Dunque le definizioni di ZEB individuabili a letteratura normalmente non includono l'energia spesa e le emissioni generate per la realizzazione dell'edificio (energia e CO_2 incorporata nei materiali da costruzione per la produzione, il trasporto dei materiali al cantiere, la costruzione), per la manutenzione (in relazione alla durabilità dei materiali) e nella fase di fine vita (in relazione ai diversi scenari di dismissione: discarica, riciclaggio, riuso).

Eppure molti studi hanno dimostrato che l'energia spesa per la realizzazione dell'edificio ha un ruolo non trascurabile, soprattutto nel caso di edifici a basso consumo energetico. Sartori e Hestnes (2007) evidenziano che il 30% dell'energia spesa nell'intero ciclo di vita è l'energia incorporata nella costruzione dell'edificio; più si riduce l'energia consumata in fase d'uso, più si evidenzia la necessità di considerare nel bilancio l'intero ciclo di vita. In questi casi infatti l'energia per costruire, manutenere e dismettere gli edifici può essere superiore all'energia consumata in fase d'uso. Ne consegue l'importanza di adottare un approccio LCA per valutare l'eco-efficienza e l'eco-efficacia degli ZEBs.

Gli aspetti di "labilità" nella definizione degli ZEBs

Il progetto Task 40 – Annex 52 dello IEA ha individuato i seguenti punti di labilità nella definizione degli ZEBs (Napolitano et al., 2009):

• *L'unità di misura*. Il bilancio annuale degli ZEBs potrebbe essere calcolato assumendo parametri diversi: l'energia finale, l'energia primaria, l'exergia, le emissioni di CO_2, i costi. La scelta di ognuno di essi comporta dei limiti e delle problematiche di valutazione.

• *I tipi di consumo energetico*. Il consumo energetico negli edifici è solitamente calcolato conteggiando riscaldamento, raffrescamento, illuminazione, ventilazione e produzione di acqua calda sanitaria, tuttavia anche altre tipologie di consumo dipendenti dal comportamento dei fruitori dell'edificio potrebbero essere considerate, quali i consumi legati all'uso di elettrodomestici, strumenti elettronici o

alla cottura del cibo ecc. Per una valutazione più completa dei consumi energetici di un edificio, inoltre, si potrebbe anche includere l'energia incorporata (*embodied energy)*, ossia l'energia contenuta nei materiali e componenti sia dell'edificio sia degli impianti, consumata durante tutto il loro ciclo di vita (per la produzione, i trasporti, la messa in opera, la manutenzione e la dismissione).

• *I confini del sistema rispetto al quale calcolare il bilancio*. Attualmente i confini del sistema per operare il bilancio delle energie sono ristretti all'edificio, ma la provenienza della produzione energetica da fonti rinnovabili o delle stesse risorse rinnovabili (biomassa) potrebbe essere estesa: in pratica, si discute sulla possibilità di considerare o meno eventuali centrali di conversione energetica basate su fonti rinnovabili (idroelettrico o eolico) presenti sul sito, ma non direttamente appartenenti all'edificio.

• *Le fonti utilizzate per la produzione in sito di energia*. Il concetto NZEB sottintende l'autosufficienza energetica. Tuttavia, occorre chiarire se un NZEB debba fornirsi di energia esclusivamente da fonti rinnovabili, specificando quali, e scambiare con la rete eventuali esuberi o mancanze, oppure se può ricorrere a fonti fossili, ma in misura tale che l'approvvigionamento energetico da fonti rinnovabili bilanci sia l'apporto della rete che il consumo della risorsa fossile.

Alcuni esempi di ZEB

Rintracciare esempi di ZEB realizzati, al di là degli slogan, risulta operazione non semplice. L'aspetto che risalta è la forte dipendenza dalle scelte impiantistiche, che però sono suscettibili di variazioni nel tempo. Infatti gli impianti (soprattutto di produzione di energia) sono la parte meno "permanente" nell'edificio, sia perché sono elemento spesso non integrato ma semplicemente posto nell'edificio o sovrapposto all'edificio, sia perché è una delle parti a maggior obsolescenza e a minor durata e quindi soggetta a essere sostituito. Questo determina una grande fragilità rispetto all'obiettivo ZEB, perché una scelta impiantistica può essere soggetta nel tempo a cambiamenti e mettere in crisi l'obiettivo ZEB ottenuto in una fase iniziale.

Una forte problematicità risiede inoltre nelle politiche di promozione delle diverse fonti di energia (incentivi alle rinnovabili, in particolare al fotovoltaico), che possono venir meno nel tempo e compromettere dal punto di vista economico una scelta impiantistica iniziale, determinando un cambiamento di tecnologia al monento del rinnovo degli impianti.

Il quartiere BedZED a Londra

Uno degli interventi più pubblicati e noti è il BedZED. Ma anche in questo caso purtroppo la realtà si discosta dalle intenzioni.

Nel progetto per BedZED (acronimo della località di Beddington, a sud di Londra, a Hackbridge nel Borough di Sutton, e del paradigma "Zero Energy Development") sono stati adottati criteri di progettazione bioclimatica e soluzioni tecnico-costruttive passive integrate a scelte impiantistiche attive basate sullo sfruttamento di fonti rinnovabili (centrale a biomasse con teleriscaldamento, fotovoltaico). Il quartiere BedZED è stato progettato nel 1999 dall'architetto Bill Dunster, insieme allo studio di ingegneria Arup. Il progetto è stato commissionato dal Peabody Trust (ente privato di costruzioni di edilizia residenziale che ne ha tenuto la proprietà e gestione) e da Bioregional (ente britannico per lo sviluppo di progetti sostenibili regionali) con la collaborazione della Housing Corporation (ente per l'edilizia convenzionata).

Gli edifici sono stati progettati e realizzati per contenere al massimo il fabbisogno energetico, utilizzando strategie di progettazione passiva e bioclimatica: esposizione privilegiata a sud con ampie superfici trasparenti e serre per la captazione solare, forma compatta e iperisolamento per minimizzare le dispersioni termiche, sistemi di ventilazione naturale ed elevata massa termica per garantire il comfort. Il fabbisogno energetico degli edifici per il riscaldamento invernale è stato così ridotto del 90% rispetto agli edifici convenzionali.

Il progetto prevedeva una centrale di cogenerazione per produrre l'energia termica (calore e acqua calda sanitaria) ed l'energia elettrica necessarie per tutto il quartiere (che ospita in totale 440 persone tra abitanti e lavoratori), alimentata da scarti di legname provenienti dalla pulizia dei boschi e degli orti locali. L'adozione di questo impianto è stata determinante per ottenere l'obiettivo "Zero emission": la biomassa è considerata energia rinnovabile e le emissioni di CO_2 prodotte nella fase di combustione vengono considerate "compensate" dalla CO_2 che le piante hanno assorbito durante la crescita, con un bilancio dunque pari a zero.

Gli obiettivi iniziali si sono però scontrati con i problemi economici. I costi di gestione dell'impianto di cogenerazione sono risultati insostenibili per la proprietà (Peabody Trust) e dunque questo impianto non è attualmente in funzione: l'acqua calda per usi sanitari e per il riscaldamento è oggi prodotta da una caldaia ad alta condensazione alimentata a gas. Dunque non possiamo parlare più di quartiere a emissioni zero, nonostante il quartiere venga definito tale.

Venendo a mancare l'energia elettrica dalla cogenerazione, la maggior parte dell'energia elettrica è fornita dalla rete nazionale; solo il 20% dell'energia elettrica è prodotta localmente dai pannelli fotovoltaici, inizialmente installati per alimentare le auto elettriche (che però non hanno trovato diffusione).

La vera nota di merito deriva dalle abitudini degli abitanti. Dai monitoraggi realizzati sette anni dopo è emerso che gli edifici del quartiere BedZED consumano 2.579 kWh all'anno di energia elettrica e 3.526 kWh all'anno di acqua calda sanitaria, rispettivamente il 45% e l'81% in meno degli edifici convenzionali, riducendo drasticamente costi di gestione ed emissioni climalteranti.

L'esperienza di BedZED sta dimostrando la difficoltà a ottenere un quartiere a zero emissioni. Pur avendo previsto una serie di strategie progettuali ben finalizzate, l'uso e i costi di gestione hanno fatto decadere molte delle scelte iniziali.

Edificio commerciale sede della Naturalia-Bau a Bolzano

La nuova sede della Naturalia-BAU, realizzata nel 2008 nei pressi di Merano (BZ), è stata progettata e costruita con l'obiettivo di realizzare un edificio commerciale a zero emissioni di CO_2.

L'edificio ha ottenuto la certificazione CasaClima Gold in quanto il suo fabbisogno per riscaldamento risulta essere inferiore a 10 kWh/m²a. Caldo e freddo sono prodotti da due pompe di calore geotermiche. Dieci sonde geotermiche effettuano lo scambio con il terreno a una temperatura all'incirca costante a 13°C in inverno e 15°C in estate. In realtà in estate l'edificio può essere raffrescato anche solo grazie alle temperature sufficientemente basse del fluido circolante nelle sonde geotermiche. Quindi le sonde geotermiche possono essere utilizzate sia come fonte sia come pozzo di calore, con o senza accoppiamento con le pompe di calore.

Il fabbisogno elettrico è coperto da 190 m² di pannelli fotovoltaici al silicio policristallino connessi alla rete elettrica locale per una potenza totale di circa 20 kWp.

La soluzione impiantistica adottata fa sì che tutti i consumi energetici primari siano riconducibili ad energia elettrica.

Il fabbisogno energetico primario complessivo è di 16.941 kWh/a e la produzione di energia elettrica dall'impianto fotovoltaico è di 25.515 kWh/a. Il bilancio (da calcolo teorico) dunque è addirittura positivo, con una sovraproduzione energetica venduta in rete. Monitoragggi compiuti in fase d'uso durante un sementre hanno comunque riscontrato un bilancio positivo, anche se ridotto a 400 kWh/a (Napolitano et al., 2009).

Leaf House

La Leaf House, realizzata a Rosora (AN) nel 2006, è un edificio *carbon neutral*. Il fabbisogno energetico per il riscaldamento è di 16 kWh/m²a e la generazione del caldo e del freddo è effettuata dalla pompa di calore geotermica. La pompa di calore utilizza l'energia elettrica per far fare il salto di temperatura necessario per il riscaldamento. Questa energia è fornita dall'impianto fotovoltaico, che copre tutta la superficie del tetto (150 m^2 per una produzione di 20 kWp). L'acqua calda sanitaria è prodotta da pannelli solari. Dunque un edificio energeticamente autosufficiente.

Da uno studio condotto dal Politecnico di Milano (Campioli et al., 2010) è stato stimato che il valore di energia incorporata dell'edificio (esclusi gli impianti) è di 7.422 MJ/m^2. Questo per quanto riguarda l'energia incorporata all'anno "zero" di vita dell'edificio. Se si assume come orizzonte temporale di riferimento una durata di 100 anni dell'intero edificio (scenario improbabile, visto che ci saranno sicuramente degli interventi di manutenzione che andranno ad aumentare l'energia incorporata), si ottiene un valore annuo di energia incorporata nell'edificio di circa 20 kWh/m^2a. Includendo anche gli interventi di manutenzione, l'energia incorporata si alza a 40 kWh/m^2a. Valori affatto trascurabili, che evidenziano l'importanza di un bilancio del ciclo di vita.

La produzione di energia da biomasse

La produzione di energia da fonti rinnovabili è determinante nel bilancio degli ZEBs. Mentre la maggior parte delle fonti rinnovabili (fotovoltaico, solare termico, eolico, geotermico) è effettivamente a Zero Emissioni (in fase di produzione di energia), particolarmente critica è la produzione di energia da biomasse.

Tra le fonti rinnovabili solo le biomasse, a seguito della combustione, danno luogo ad emissioni. Tali emissioni di anidride carbonica vengono in genere considerate nulle, tenendo conto del bilancio delle emissioni nel ciclo di vita: il legno, durante la crescita della pianta, assorbe CO_2 in quantità stimata pari a quella che viene emessa a fine vita durante la combustione del legno.

In questa interpretazione vi è un primo ordine di criticità: le emissioni di CO_2 in loco ci sono, ma viene in questo caso fatto un bilancio legato al ciclo di vita. Dunque vi è una sorta di "apertura" dei confini del sistema (non pienamente giustificata, visto che per altri casi non è consentita e che non si sta facendo un bilancio dell'intero ciclo di vita).

Il secondo ordine di criticità riguarda il fatto che le emissioni che avvengono non sono solo di anidride carbonica, ma anche di ossidi di azoto, ossidi di zolfo e, a seconda del tipo di biomassa, anche polveri sottili. Non ultimo, la combustione del legno può produrre diossina, furani e PCB (bifenili policlorurati).

Il bilancio ambientale dell'uso delle biomasse apre dunque a una serie di criticità che andrebbero maggiormente indagate. Anche perché l'uso di questa fonte implica un notevole consumo di suolo, dal momento che risulta improbabile che alla diffusione di tale tecnologia si abbini la possibilità di alimentarsi con legname o vegetazione solo di scarto, come avvenuto in poche esperienze pilota.

Conclusioni

Una prima conclusione riguarda la constatazione che l'obiettivo degli edifici a Zero Emissioni è ancora poco trattato in Italia, regione in cui le potenzialità per ottenere degli ZEBs è molto alta vista la mitezza climatica (e quindi la teorica semplicità nella riduzione dei fabbisogni energetici, progettando correttamente in relazione anche al fabbisogno estivo) e vista la disponibilità di radiazione solare. Eppure non sembra un argomento oggetto di politiche nazionali.

Una seconda conclusione riguarda l'importanza di non raccogliere questi orientamenti senza una verifica dell'efficacia ambientale. Occorre dunque affermare la necessità di una verifica rigorosa nell'intero ciclo di vita dell'effettiva sostenibilità di questi modelli di efficienza energetica, al fine di promuovere le tecnologie costruttive e impiantistiche più adeguate, ragionando anche sui processi di manutenzione e sui costi di gestione che tali modelli impongono.

Bibliografia

Campioli, A, Giurdanella, V, Lavagna, M (2010), "Energia per costruire, energia per abitare", *Costruire in laterizio*, n. 134, pp. 60-65.

BioRegional, *BedZED seven years on. The impact of the UK's best known eco-village and its residents*, 2009. <www.bioregional.com>

Committee on Industry, Research and Energy, *All new buildings to be zero energy from 2019*, http://www.europarl.europa.eu

Department for Communities and Local Government, *Building A Greener Future: Towards Zero Carbon Development*, 2006. <www.communities.gov.uk>

ECEEE, European Councilfor an Energy Efficiency Economy, *Net zero energy buildings: definitions, issues and experience*, 2009.

European Commission, Environment, *The Climate action and renewable energy package*, <http://ec.europa.eu/environment/climat/climate_action.htm>

IEA SHC TASK 40 – IEA ECBCS ANNEX 52, *Towards Net Zero Energy Solar Buildings (NZEBs)*, 2009. <http://iea40.buildinggreen.com>

Kilkis, S 2007, "A new metric for net-zero carbon buildings", *Proceedings of ES2007. Energy Sustainability 2007*, Long Beach, California, pp. 219-224.

Lazarus, N, BioRegional Development Group, *Toolkit for Carbon Neutral Developments*, <www.bioregional.com>

Sartori, I, Hestnes, AG 2007, "Energy use in the life cycle of conventional and low-energy buildings: A review article", *Energy and Building*, 39, pp. 249-257.

Torcellini, P, Pless, S, Deru, M, Crawley D 2006, "Zero Energy Buildings: A Critical Look at the Definition", National Renewable Energy Laboratory, U.S. Department of Energy (DOE), <http://www.osti.gov>

U.S. Department of Energy (DOE), *Net-Zero Energy Building Projects*, <https://www1.eere.energy.gov/buildings/commercial_initiative/zero_energy_projects.html>

Napolitano, A, Lollini, R, Avesani, S, Sparber, W 2009, "Un caso studio del concetto "Net Zero Energy Building*", 47° AICARR International Conference*, Tivoli Roma, 08–09 October 2009.

Il Life Cycle Assessment (LCA) nella definizione sperimentale di un Sistema di Etichettatura di Progetto e di Edificio: il progetto EcoBuilding System (EBS)

Arch. Patrizia Milano, Ing. Massimo Guido e Dott.ssa Valentina Bove

ECO-logica srl, C.so A. De Gasperi 258-Bari - info@eco-logicasrl.it

Email: pmilano@eco-logicasrl.it

1. Introduzione

Obiettivo prioritario della sostenibilità del sistema edilizio è una corretta valutazione dei consumi e delle emissioni inquinanti, che dipendono direttamente dalla corretta scelta di materiali, tecnologie edilizie e scelte impiantistiche. La metodologia LCA rappresenta certamente un valido strumento per verificare l'attuazione della sostenibilità sia nell'attività di progettazione che di cantiere per la costruzione di un edificio.

Il progetto EBS, EcoBuilding System - Sistema di Mappatura dell'Efficienza Energetica Ambientale ed Etichetta di Progetto e di Edificio, cofinanziato dalla Regione Puglia POR 2007-2013 " Aiuti in investimenti in ricerca per le PMI", prevede la definizione sperimentale di un Sistema di Etichettatura di Progetto e di Edificio, secondo un'approccio Life Cycle Assessment (LCA) [1].

Il progetto EBS prevede lo studio e lo sviluppo di un sistema di mappatura dell'efficienza energetica ed ambientale di un'opera attraverso l'analisi dell'intero ciclo di vita, dal territorio per l'ubicazione dell'opera all'esecuzione del progetto, dalla gestione del cantiere all'uso dell'edificio, analizzando tutte le tipologie di opere per arrivare alla definizione di un sistema di etichettatura integrale del progetto e dell'edificio.

Tale innovazione non potrà che apportare effetti positivi sulla qualità dell'ambiente, la salute, quindi la qualità della vita in generale, nonché ritorni economici, quali riduzione della dipendenza energetica, trasparenza del mercato immobiliare, incremento occupazionale, oltre che una riduzione dei costi di gestione in edilizia.

Nello specifico, il progetto prevede l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) per la definizione di un Sistema di Etichettatura di Progetto e di Edificio, con riferimento alla definizione del campo di applicazione del Sistema di Qualificazione dei Progetti e degli Edifici.

L'adozione della metodologia LCA significa considerare un sistema, sia esso un prodotto, un processo o un'attività, lungo il suo intero ciclo di vita in modo sistemico, al fine di valutarne le performance ambientali ed indirizzare le attività verso obiettivi di eco-sostenibilità. Le valutazioni di sostenibilità riferite a interventi edilizi hanno l'obiettivo di individuare e stimare ogni possibile causa di impatto sull'ecosistema e sull'uomo o, più in generale, sull'ambiente. In particolare valutazioni di tipo Life Cycle Assessment (LCA) puntano a stimare il livello di compatibilità delle scelte di progetto allo scopo di consentire verifiche comparative finalizzate a individuare soluzioni in grado di minimizzare gli impatti.

2. Descrizione

Il progetto EBS è teso alla definizione di un nuovo sistema complesso denominato EcoBuilding System - Sistema di Mappatura dell'Efficienza Energetica Ambientale ed Etichetta Ambientale di Progetto e di Edificio, articolato nei seguenti sottosistemi:

1. Sistema di mappatura energetico ed ambientale (SMEA);
2. Sistema per la qualificazione ambientale ed energetica dei progetti (SQP);

3. Sistema di qualificazione ambientale ed energetica degli edifici (SQE).
Il sottosistema SMEA, che ha come obiettivo la realizzazione di una analisi sperimentale del territorio che attraverso l'analisi dei rischi ambientali artificiali e naturali, l'analisi dei fattori climatici, del soleggiamento, l'analisi dei regimi delle acque, l'analisi delle biomasse, le diagnosi energetiche ed ambientali, si configura come preliminare alla definizione del SQE e dell'SQE, in quanto consentirà di individuare i siti di possibile realizzazione di opere compatibili dal punto di vista energetico ed ambientale. Il risultato finale di questa fase sarà la redazione di 9 Guide Metodologiche di analisi riferite ai diversi fattori legati ai rischi ambientali artificiali e naturali che permetteranno l'applicazione delle metodologie sviluppate e la rappresentazione cartografica dei risultati ottenuti anche in altri contesti territoriali.
Il sottosistema SQP ha come obiettivo la realizzazione di un sistema che consenta di valutare e "qualificare" un progetto dal punto di vista della sostenibilità ambientale. Il risultato finale di questa attività sarà la definizione dell'etichetta ambientale di progetto e la creazione di un modello che possa poi essere applicato da parte di altri operatori territoriali.
Il sottosistema SQE ha infine come obiettivo la definizione di un sistema ambientale delle opere edili, strettamente connesso al sistema di qualificazione ambientale ed energetica di progetto di cui al sottosistema SQP, in quanto l'etichettatura del progetto di costruzione o ristrutturazione costituisce presupposto per il rilascio dell'etichetta dell'edificio.
Per una corretta comprensione dello sviluppo complessivo del progetto EBS, di seguito si riporta il diagramma di flusso descrittivo delle interazioni tra i tre sistemi.

Figura 1: Schema del progetto EBS

(Fonte Eco-Logica)

Al fine di addivenire alla definizione di un Sistema di Etichettatura di Progetto e di Edificio, con riferimento alla definizione del campo di applicazione del Sistema di Qualificazione dei Progetti e degli Edifici, il progetto prevede l'utilizzo della metodologia Life Cycle Assessment.

La scelta di applicare la metodologia LCA per la definizione dei sistemi sopra individuati è determinata dalla considerazione per la quale essa rappresenta certamente un valido strumento per verificare l'attuazione della sostenibilità sia nell'attività di progettazione che di cantiere per la costruzione di un edificio.

Una valutazione LCA, così come definita in ambito internazionale dal SETAC nel 1993, è "un procedimento oggettivo di valutazione di carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti ed emissioni rilasciati nell'ambiente. La valutazione riguarda l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, la manutenzione, fino al riciclo e allo smaltimento finale".[2]

La metodologia LCA, regolamentata dalle norme ISO della serie 14040, fornisce alcune informazioni metodologiche di carattere generale, approfondite nelle norme internazionali complementari ISO 14401, ISO 1402 e ISO 1403 relative alle varie fasi dell'LCA. In particolare, la 14041 [3] è la norma di riferimento per la prima fase del Life Cycle Assessment, relativa alla definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio. La valutazione LCA deve essere infatti impostata a partire dalla definizione degli obiettivi e degli scopi dell'analisi. Le finalità dello studio influenzano notevolmente le scelte iniziali e le assunzioni durante lo svolgimento. In particolare è importante definire a chi è destinata la valutazione e qual è lo scopo della valutazione. A seconda dei destinatari e degli obiettivi della valutazione cambia infatti il grado di approfondimento e variano i tipi di dati necessari (primari o secondari).

La definizione degli scopi e degli obiettivi (Goal and Scope Definition) è dunque la fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno e l'affidabilità dei dati, le assunzioni e i limiti. Di seguito (Figura 2) si riporta lo schema operativo della Fase 1 dell'LCA.

Figura 2: Schema operativo Fase 1 LCA "Goal and Scope Definition"

(Fonte: G. Baldo, M. Marino, S. Rossi, Analisi del ciclo di vita LCA, Gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi, Edizioni Ambiente, 2008)

2.1. Il Sistema Etichetta di Progetto

Il progetto prevede la definizione di un Sistema di Qualificazione di Progetto (SQP) con l'obiettivo di definire un'etichetta ambientale di progetto, ovvero un'etichetta ecologica che informi sugli impatti dell'attività progettuale e che permetta di verificare la rispondenza dei contenuti della progettazione ai requisiti minimi per la qualificazione energetica e ambientale degli edifici.

Per attività di progettazione si intendono tutte le attività necessarie all'elaborazione tecnica di un progetto ovvero il complesso delle attività di studio, calcolo e disegno che determinano le caratteristiche dimensionali e funzionali di un'opera da realizzare.

Il progetto sostenibile è un progetto complesso che deve integrare al suo interno una molteplicità di parametri; tutti i sistemi di valutazione della sostenibilità di un edificio sono basati su sistemi a punteggio che prevedono l'attribuzione di punti in base alle prestazioni dell'edificio: nulla viene detto a proposito degli impatti ambientali dell'attività di progettazione.

Con le attività che il progetto EBS prevede potrà essere definito un sistema denominato Etichetta Ambientale di Progetto, che produrrà effetti concreti in fase di cantierizzazione ed esercizio dell'edificio, consentendo la valutazione della performance ambientale del servizio di progettazione, rilevando emissioni e impatti generati da rilievi, misurazioni, indagini preliminari, produzione elaborati, e quant'altro necessario alla realizzazione dei progetti. Tale strumento, che rappresenta una novità nel campo della certificazione di sostenibilità degli edifici, consente, da un lato di controllare gli impatti ambientali delle attività di progettazione, e dall'altro, rappresenta una auto-verifica preliminare e funzionale al buon fine della etichettatura di edificio.

2.2. Campo di applicazione

Passo fondamentale nello studio e realizzazione di un nuovo sistema di etichettatura e/o di certificazione è la definizione del campo di applicazione che, nell'ambito del Sistema Etichetta di Progetto, significa definire a quali tipologie di progetti sarà applicabile il Sistema.

Per farlo si è scelto di utilizzare la metodologia Life Cycle Assessment, con riferimento alla prima fase "Goal and Scope definition" come stabilito dalla norma ISO 14041, fase di fondamentale importanza perché in essa si stabiliscono in modo chiaro e coerente rispetto alle applicazioni previste, le ragioni per le quali viene sviluppata l'LCA, l'uso che si vuole fare dei suoi risultati e il tipo di pubblico a cui sono destinati [4].

Con riferimento alla definizione del campo di applicazione del SQP, il percorso seguito è il seguente:

- analizzare le tipologie di progetti esistenti;
- quantificare gli impatti ambientali ed energetici legati alle diverse tipologie di progetti;
- definire le fasi del processo di progettazione da includere nel sistema;
- definire le tipologie di opere da progettare a cui sarà possibile applicare il Sistema per la Qualificazione Ambientale ed Energetica e quindi l'Etichetta di Progetto.

La scelta delle tipologie di progetti su cui condurre lo studio del Sistema di qualificazione ambientale ed energetico applicato al progetto presuppone uno studio delle diverse tipologie di opere su cui il progetto è applicato.

Lo schema della successiva Figura 3 riassume le diverse tipologie di intervento, di opera e di area in cui l'opera può essere realizzata.
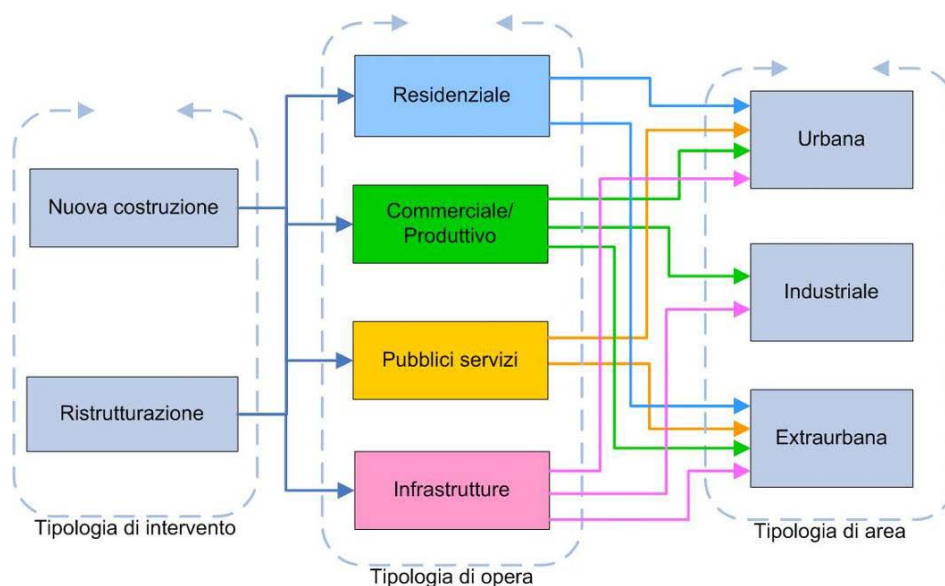
Figura 3:Tipologie di intervento, di opera e di area in cui l'opera può essere realizzata

(Fonte: prog etto EBS Eco-Logica)

La scelta del campo di applicazione viene condotta in modo tale da intercettare i settori prevalenti sia dal punto di vista dell'impatto sull'ambiente e sull'energia che dal punto di vista del mercato. Il progetto EcoBuiding, direttamente rivolto alle opere edili, quindi alla progettazione architettonica, strutturale ed impiantistica, presuppone l'esame sia delle opere di nuova costruzione che di quelle esistenti oggetto di ristrutturazione.

Nella Figura 4 è riportata la suddivisione del mercato delle costruzioni nell'UE. Le nuove costruzioni rappresentano il 57% del settore, gli edifici residenziali, sia di nuova costruzione sia le ristrutturazioni, rappresentano il 47% dell'intero comparto.
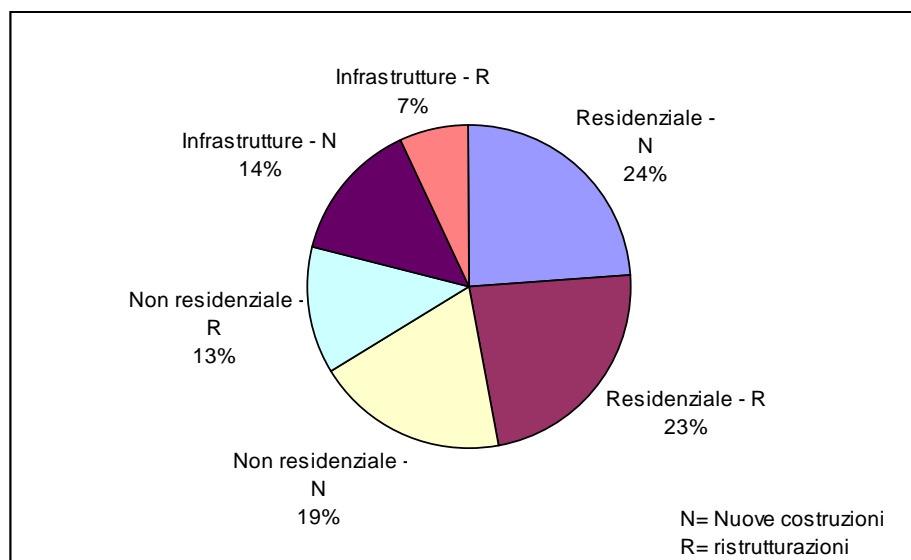
Figura 4: Suddivisione degli investimenti nel settore delle costruzioni nel 2007

(Fonte: Euroconstruct)

La definizione del campo di applicazione del SQP finalizzato all'impostazione dell'Analisi delle fasi del ciclo di vita delle attività di progettazione ed all'individuazione dei rispettivi aspetti ambientali è attività propedeutica alla definizione del sistema Etichetta di Edificio, nell'ambito del Sistema di Qualificazione di Edificio (SQE).

2.3. Il Sistema Etichetta di Edificio

L'applicazione dei sistemi di valutazione della sostenibilità ambientale di un edificio attualmente esistenti, basati su valutazioni a punteggio, risulta abbastanza complessa sia per il progettista, sia per le amministrazioni locali [5]. Le valutazioni da condurre, infatti, necessitano di conoscenze tecniche specialistiche o di dati di difficile reperibilità, quali, ad esempio, la ricostruzione della filiera di produzione e lavorazione per dimostrare che l'edificio è realizzato con l'utilizzo di materiali locali. Inoltre, l'approccio che accomuna tutti i sistemi presenti, è un approccio "per parti", per tematiche specifiche, spesso slegate tra di loro, che non coglie nel complesso l'effettivo carico ambientale di un edificio [6].

Il sottosistema SQE ha come obiettivo la definizione dell'etichetta ambientale di edificio: l'approccio è quello di effettuare un'analisi completa dell'edificio che parta dalla definizione di parametri di sostenibilità territoriale e giunga alla definizione della sostenibilità dell'edificio realizzato, considerando anche gli impatti ambientali derivanti dalle fasi di progettazione e di realizzazione.

L'innovazione consiste quindi nel definire criteri di valutazione ed indicatori di misurazione misurati con l'ausilio della strumentazione dell'Ecobuilding Lab, che il progetto EBS intende creare; l'utilizzo di tali indicatori, semplici e misurabili, potrà consentire di semplificare la verifica della sostenibilità dell'edificio.

2.4. Campo di applicazione

Il sistema di etichettatura degli edifici è direttamente rivolto agli edifici, escludendo le infrastrutture. È quindi necessario prima di tutto definire nel dettaglio le tipologie di edifici che potranno conseguire l'etichetta e gli aspetti da considerare al fine della qualificazione dell'edificio, ovvero i processi da analizzare.

In un'ottica rivolta all'analisi dell'intero ciclo di vita dell'edificio, l'attività di definizione del campo di applicazione avrà anche la finalità di stabilire i confini del sistema, ovvero le unità di processo da includere nel sistema stesso, i criteri di scelta dei flussi in ingresso ed in uscita e di conseguenza gli aspetti ambientali da considerare.

Analogamente al Sistema Etichetta di Progetto, per giungere a tale definizione si è scelto di utilizzare la metodologia Life Cycle Assessment, con riferimento alla prima fase "Goal and Scope definition" come stabilito dalla norma ISO 14041.

Con riferimento alla definizione del campo di applicazione del SQE, il percorso seguito è quindi il seguente:

- analizzare le tipologie di edifici esistenti;
- quantificare gli impatti ambientali ed energetici legati alle diverse tipologie di edificio;
- definire i processi da includere nel sistema;
- definire le tipologie di edificio a cui sarà possibile applicare il Sistema per la qualificazione ambientale ed energetica e quindi l'etichetta di edificio.

In Europa un terzo delle abitazioni ha più di 50 anni. L'energia totale consumata dagli edifici di nuova costruzione è il 60% di quella utilizzata negli edifici esistenti. La sfida è quindi nell'efficienza degli edifici esistenti che necessitano di adeguamento alle nuove tecnologie e di continua manutenzione. Non va tuttavia dimenticato che le nuove costruzioni sono il principale target per l'utilizzo di nuovi materiali e tecnologie, dalla fase di progettazione e per tutto il loro ciclo di vita [7].

Gli edifici residenziali, che rappresentano circa il 70% degli edifici consumano il 27,5% del consumo totale di energia in Europa e gli edifici non residenziali l'8,7%.

Le emissioni di CO_2 prodotte per il riscaldamento degli edifici in tutta la UE sono pari a 725 Mt/a, il 77% delle quali proviene dagli edifici residenziali (il 60% del totale delle emissioni, pari a 435 Mt/a proviene dalle sole case unifamiliari) [8].
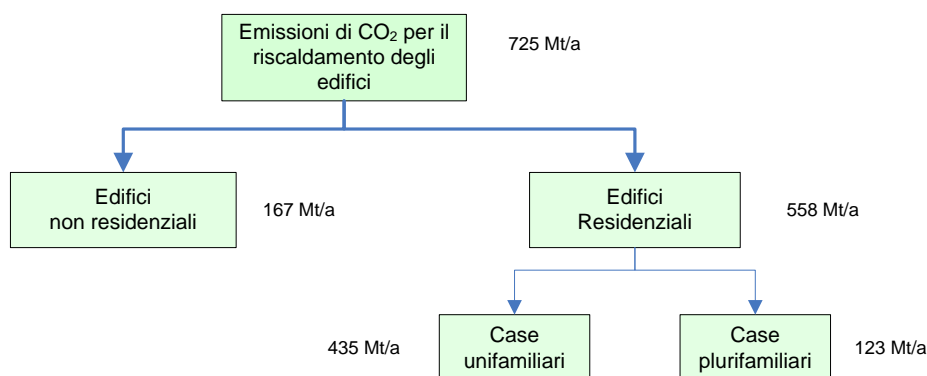
Figura 5: Emissioni di CO_2 per il riscaldamento degli edifici

(Fonte: nostra elaborazione su dati Petersdorff Carsten, Boermans Thomas and Harnisch Jochen, "Mitigation of CO2 Emissions from the EU-15 Building Stock. Beyond the EU Directive on the Energy Performance of Buildings", Environmental Science and Pollution Research, Springer Berlin / Heidelberg, Volume 13, Number 5 /September, 2006)

Gli edifici di dimensioni maggiori di 1.000 m^2 sono responsabili di circa 158 Mt/a (22% del totale). Più della metà (56%) di tutti i nuovi edifici non residenziali della UE (dato 2007) appartiene a tre categorie principali: commercio(20%), uffici (19%) e industria (18%) (Figura 6).
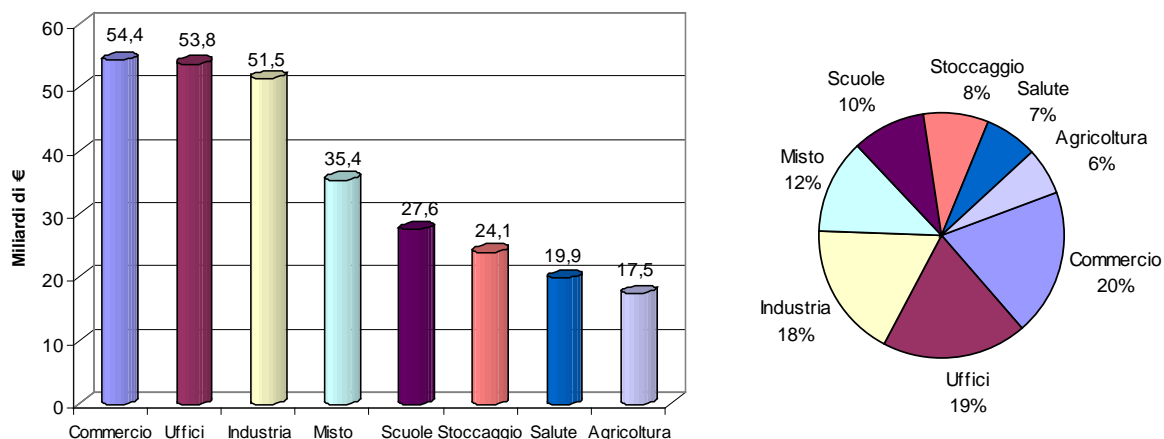
Figura 6: Mercato delle nuove costruzioni non residenziali per settore

(Fonte: Ns elaborazione su dati Euroconstruct)

Gli edifici scolastici, pur rappresentando rispetto all'intero settore dell'edilizia una percentuale modesta, sia in termini di superficie coperta sia di uso di energia, devono comunque essere considerati fra le tipologie di edifici di interesse per il progetto. Questi edifici sono principalmente di proprietà pubblica, ed il loro rinnovamento secondo criteri di sostenibilità, da un lato può essere visto dalle Pubbliche Amministrazioni come un segnale di dimostrazione dell'impegno politico e sociale e dall'altra permette di raggiungere gran parte della popolazione, anche in considerazione del fatto che spesso la manutenzione delle scuole è carente e che molti studi confermano il cattivo stato della qualità dell'aria all'interno di questi edifici

Lo schema riportato nella Figura 7 sintetizza le tipologie di edificio che saranno analizzati al fine della definizione del campo di applicazione.
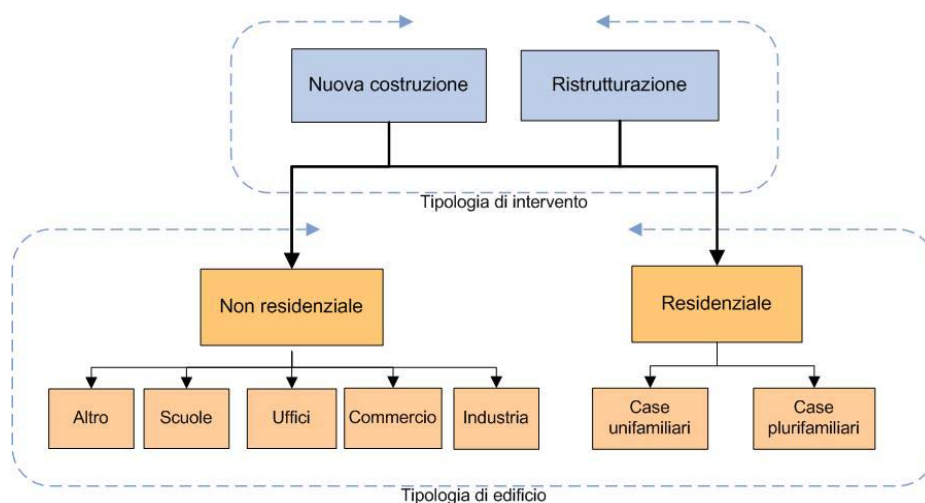
Figura 7: Tipologie di edificio che saranno compresi del campo di applicazione

(Fonte: Eco-Logica progetto EBS)

La definizione del campo di applicazione del SQE finalizzato all'impostazione dell'Analisi del ciclo di vita degli edifici, dalla progettazione alla demolizione [9], ed all'individuazione dei rispettivi aspetti ambientali è propedeutico a definire elementi di analisi, valutazione e controllo delle fasi di cantiere, dei requisiti dell'edificio e delle prestazioni dichiarate in sede di progetto [10].

3. Conclusioni

La metodologia LCA rappresenta un valido strumento per verificare l'attuazione della sostenibilità sia nell'attività di progettazione che di cantiere per la costruzione di un edificio, in quanto essa consente di esaminare sistematicamente i flussi di materiali e di energia che caratterizzano prodotti e processi ad essa relativi. In particolare essa può assumere particolare rilievo per la definizione di un Sistema di Etichettatura di Progetto e di Edificio, con riferimento alla definizione del campo di applicazione del Sistema di Qualificazione dei Progetti e degli Edifici. Quest'ultima è infatti la fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno e l'affidabilità dei dati, le assunzioni e i limiti.

Una corretta definizione del campo di applicazione risulta di fondamentale importanza perché dalla molteplicità di soggetti possibili a cui può essere indirizzata una valutazione LCA deriva anche una molteplicità di obiettivi e, di conseguenza, di livelli di approfondimento possibili [11].

L'adozione della metodologia LCA nel progetto EBS con riferimento a tale aspetto, consente una corretta impostazione di partenza per la definizione del Sistema di Qualificazioen dei Progetti e degli Edifici.

4. Bibliografia

[1] ECO-logica srl, 2009, EcoBuilding System - Sistema di Mappatura dell'Efficienza Energetica Ambientale ed Etichetta di Progetto e di Edificio, www.benicomuni.eu/ecobuilding

[2] A.Cellura, 2009, Programmi di ricerca LCA nel distretto Ecodomus, in Atti Convegno scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo 11-12 giugno 2009, a cura di Francesca Cappellaro e Simona Scalbi, pagg.99-107. (www.reteitalianalca.it)

[3] UNI EN ISO, 1998, Norma ISO 14041, Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis

[4] L.Bellicini, 2008, "Le costruzioni in Europa - Dinamiche e prospettive nel periodo 2007-2010 per un mercato che vale 1.500 miliardi di euro", in atti 65 th Euroconstruct Conference, pagg. 80-82

[5] G.Rizzo, 2009, Il marchio Ecolabel applicato agli edifici, in Atti Convegno scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo 11-12 giugno 2009, a cura di Francesca Cappellaro e Simona Scalbi, pagg.91-98. (www.reteitalianalca.it)

[6] M.Lavagna, 2009, Iniziative e percorsi normativi verso la sostenibilità in edilizia, in Atti Convegno scientifico della Rete Italiana LCA, Palermo 11-12 giugno 2009, a cura di Francesca Cappellaro e Simona Scalbi, pagg.81-89. (www.reteitalianalca.it)

[7] "Accelerating the Development of the Sustainable Construction Market in Europe - Report of the taskforce on sustainable construction - Composed in preparation of the Communication "A Lead Market Initiative for Europe"- {COM(2007) 860 final}, pagg. 1-11

[8] APAT, 2008, Study for the development of european Ecolabel criteria for buildings, pagg. 5-10

[9] M.Guido, A.Lomoro, P.Milano, V. Bove, 2008, "Applicazione dell'LCA ai rifiuti inerti derivanti da lavori di costruzione: presentazione di un caso di studio", Atti dei seminari Ecomondo 2008, Vol 2, pagg. 540-545 (www.reteitalianalca.it)

[10] E.Cangelli - A.Paolella, 2001, Il progetto ambientale degli edifici - LCA, EMAS, Ecolabel, gli standard ISO applicati al proceso edilizio, Alinea Editrice, pagg. 87-118

[11] M.Lavagna, 2008, "Life Cycle Assessment in edilizia- Progettare e costruire in una prospettiva di sostenibilità ambientale", Hoepli, pagg. 154-155 (www.reteitalianalca.it)

Sessione Poster

A cura di Francesca Cappellaro e Simona Scalbi

Valutazione della capacità di carico di un sistema forestale a supporto del LCA di una filiera legno-energia

Valentina Castellani[1], Serenella Sala[1]

[1]Università degli Studi di Milano Bicocca,GRISS,

Piazza della Scienza, 1, 20126 Milano

valentina.castellani1@unimib.it

Sommario

Nelle attuali metodologie di LCA, il consumo di risorse relativo al processo o al prodotto considerato viene misurato solo in termini assoluti (quantità di una certa risorsa consumata per unità di prodotto o servizio considerato) e, in alcuni casi, rapportato ad un consumo a livello di scala nazionale o continentale per realizzare una normalizzazione dei fattori di caratterizzazione degli impatti. Si può quindi prevedere, che nell'ambito di una LCA l'utilizzo di risorse rinnovabili (confrontato, ad esempio, con il consumo di combustibili fossili) sia sempre considerato come un'alternativa preferibile, senza considerare se il tasso di consumo è superiore al tasso di rigenerazione della stessa. Sulla base di queste considerazioni, nel presente studio si propone di considerare la valutazione della capacità di carico come una possibile integrazione della LCA per ottenere un valore di riferimento che permetta di sviluppare la riflessione sulle categorie di impatto relative al consumo di risorse biotiche, integrando la valutazione della sostenibilità del consumo di risorse nell'ambito della LCA.

Introduzione

Nelle valutazione di sostenibilità, il consumo di risorse dovrebbe rappresentare uno degli aspetti fondamentali da considerare, soprattutto nel caso in cui si intenda effettuare una valutazione sito-specifica, che prenda in considerazione la capacità di delle risorse di una determinata regione di supportare specifiche attività umane e i correlati impatti. Herman Daly, nel definire lo sviluppo sostenibile, in riferimento al consumo di risorse, evidenzia che la velocità del prelievo dovrebbe essere pari alla velocità di rigenerazione (rendimento sostenibile) e che il mantenimento delle capacità di rigenerazione e di assorbimento (capitale naturale) deve essere considerato un cardine della sostenibilità (Daly, 1990).

Per questo motivo, una corretta valutazione della sostenibilità di un determinato sistema o di una determinata attività dovrebbe necessariamente prendere in considerazione questi aspetti. Graymore et al hanno recentemente sviluppato un modello concettuale per integrare il concetto di capacità di carico, con specifico riferimento ad una valutazione della sostenibilità a scala regionale (Graymore et al., 2010). Nelle attuali metodologie di LCA, il consumo di risorse relativo al processo o al prodotto considerato viene misurato solo in termini assoluti (quantità di una certa risorsa consumata per unità di prodotto o servizio considerato) e, in alcuni casi, rapportato ad un consumo a livello di scala nazionale o continentale per realizzare una normalizzazione dei fattori di caratterizzazione degli impatti (Bare et al., 2006). Le metodologie relative al consumo delle risorse in genere fanno riferimento ad una certa quantità di riserve ma applicando il concetto in genere solo ad acqua ed energia e non a risorse rinnovabili, per le quali il tasso di consumo della risorsa puo', comunque, compromettere la capacità di carico del sistema.

Si può quindi prevedere, ad esempio, che nell'ambito di una LCA l'utilizzo di risorse rinnovabili (confrontato, ad esempio, con il consumo di combustibili fossili) sia sempre considerato come un'alternativa maggiormente sostenibile, senza considerare se il tasso di consumo è superiore al tasso di rigenerazione della stessa, e quindi porterà, nel medio o lungo termine, alla riduzione dello stock. Sulla base di queste considerazioni, nel presente studio si propone di considerare la valutazione della capacità di carico come un possibile strumento a supporto dell'integrazione delle categorie di impatto generalmente ascritte alla fase di Life Cycle Impact Assessment (LCIA), per le quali la riduzione delle risorse si riferisce in genere a risorse abiotiche e non biotiche.

Da questo punto di vista sono di grande interesse le valutazione realizzate da Cummings & Saeger, 2008 per i quali la rinnovabilità della risorsa deve essere considerata rispetto agli orizzonti di sua rigenerazione e calcolata attraverso l'applicazione di indici emergetici. Da questo punto di vista specifici metodi sono stati sviluppati, gia dalle applicazioni di Cornelissen & Hirs, 2002 che hanno valutato il possibile ruolo dell' exergetic life cycle assessment (ELCA) nella stima degli impatti possibili in termini di riduzione delle risorse biotiche disponibili.
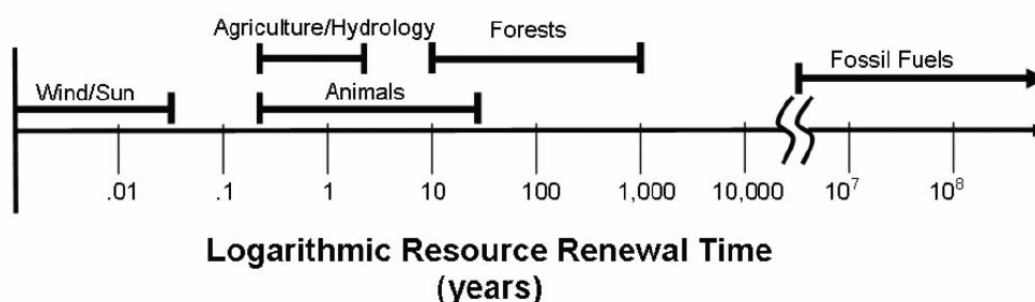
Figura 1: La rinnovabilità di una risorsa in termini di tempi termodinamici (da Cummings & Saeger, 2008)

Il presente lavoro intende proporre, una semplificazione di tali approcci, che consenta un applicazione al contesto delle risorse forestali, con specifico riferimento a filiere locali/regionali.

Lo studio si riferisce in particolare alla valutazione della sostenibilità dell'uso di biomassa forestale per fini energetici, di per se considerata una produzione energetica ecologicamente sostenibile, in quanto basata su risorse forestali rinnovabili, con uno specifico esempio relativo alla cogenerazione di energia e calore in un impianto che utilizzi syngas ottenuto dalla gassificazione della biomassa proveniente da una filiera corta di approvvigionamento.

Metodologia

La metodologia proposta è stata applicata sul territorio della Comunità Montana Alpi Lepontine, in Regione Lombardia, ipotizzando l'utilizzo di biomassa forestale locale per la cogenerazione (energia elettrica e calore) tramite un impianto che utilizzi Syngas da gassificazione di biomasse forestali solide. Tale esempio nasce da un reale interesse di alcuni investitori locali nel realizzare impianti di gassificazione di taglia superiore ad 1 MW per poter avere accesso a specifici incentivi statali connessi alla produzione energetica da fonti rinnovabili.

Lo studio si è, quindi, focalizzato sulla valutazione della capacità del territorio di fornire la biomassa necessaria al funzionamento dell'impianto (senza ricorrere a importazione da aree esterne e senza ridurre le possibilità di rinnovabilità e di rinnovamento dello stock forestale), e la sua capacità di carico ecosistemica, è stata considerata il prerequisito necessario per garantire la sostenibilità dell'impianto dal punto di vista dell'utilizzo di risorse naturali rinnovabili da filiera corta ed inserito quale elemento imprescindibile in un sistema di supporto alle decisioni multi-dimensionale (Sala & Castellani, 2010).
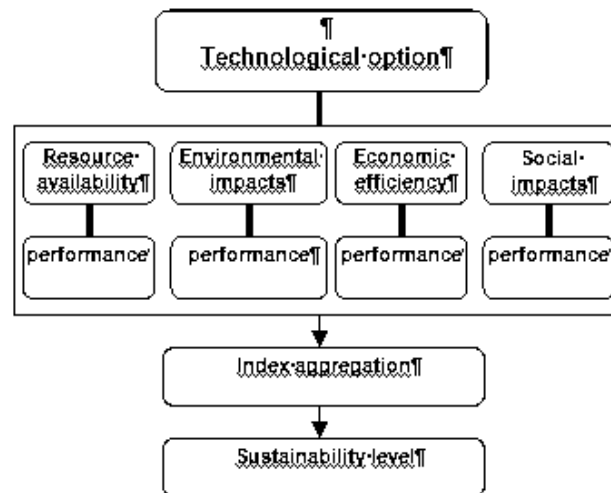
Figura 2: Schema concettuale di un sistema di supporto alle decisioni per la valutazione di sostenibilità di diverse alternative tecnologiche (modificato da Lacquaniti, & Sala 2009).

Per poter valutare la disponibilità di biomassa a scala locale (e quindi la capacità di carico del sistema) è necessario conoscere la quantità di biomassa legnosa, in termini di peso secco, che può essere effettivamente utilizzata; vale a dire quella percentuale di biomassa che, nel sistema di assestamento boschivo, è considerata come potenzialmente prelevabile ai fini di un recupero energetico. Questo aspetto rappresenta uno dei punti cruciali in termini di sostenibilità ambientale dell'opzione considerata; infatti, l'intero sistema considerato in questo studio pone alla base della sostenibilità il problema della rinnovabilità e dello sfruttamento della risorsa biomassa, che non deve essere intensivo e non deve andare a ledere il sistema boschivo considerato. Il significato di rinnovabilità di tale risorsa, in questo ambito, si riferisce alla capacità del sistema boschivo di rigenerare la biomassa e di mantenersi in condizioni naturali.

Ai fini del presente lavoro è stata, quindi, valutato il sistema forestale di un area campione (Comunità Montana delle Alpi Lepontine) per la quale sono stati raccolti sia il Piano di Indirizzo Forestale (PIF) che i Piani di Assestamento Forestale (PAF). (Figura 3).
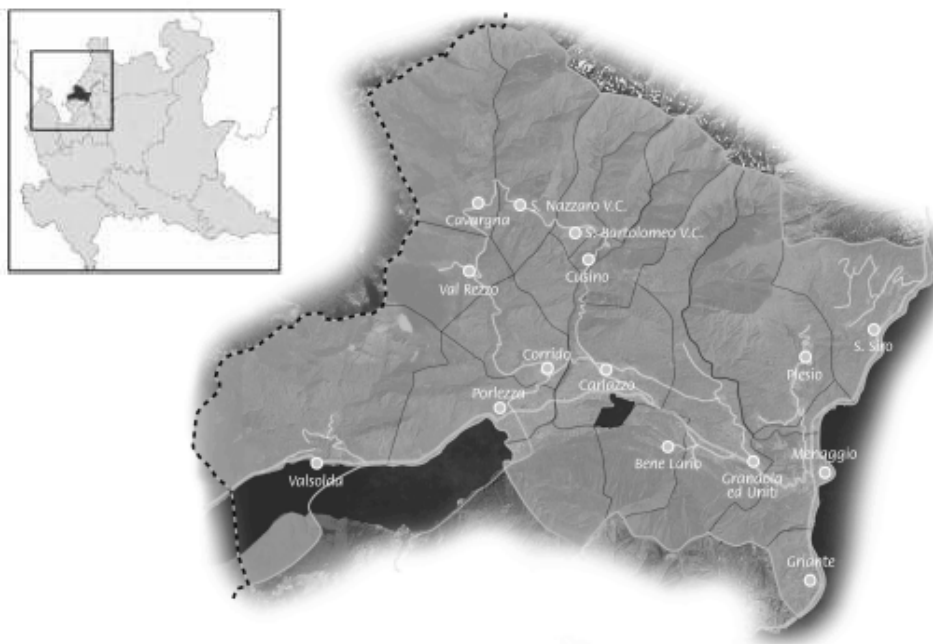
Figura 3: Il territorio della Comunità Montana Alpi Lepontine

Sulla base dei dati derivanti dai documenti di pianificazione locale, sono poi state fatte alcune consdierazioni di scenario locale per poter valutare l'effettiva disponibilità nel tempo di una certa quantità di biomasse sulla base di alcuen consdierazioni:

- Possibili scenari di cambiamento climatico regionale (già verificatisi negli ultimi anni e che ahnno portato ad un aumento altitudinale dei limiti dei boschi)
- Valutazione di limiti infrastutturali nell'uso della risorsa (per quanto alcune aree siano forestate, la scarsa disponibilità di infrastrutture adeguate, di vie montane non facilmente percorribili etc, puo' portare al non utilizzo di determinate particelle)
- Possibili scenari di aumento della biomassa disponibile in ragione della variazione degli usi del suolo (abbandono dei pascoli e chiusura delle aree aperte)

Risultati e discussione

Come evidenziato nella sezione metodologica, per valutare l'effettivo quantitativo di biomassa utilizzabile è necessario considerare la ripresa annua delle superfici boscate dedicate o suscettibili di questo particolare utilizzo, calcolando i m^3, di incremento annuo della biomassa boschiva, derivabili dai PAF e dai PIF della Comunità Montana che descrivono le varie aree boscate, elencando superfici, destinazioni d'uso del suolo, tipologie forestali e arboree e provvigioni. Oltre a queste informazioni, dai PAF è possibile dedurre quali siano le risorse boschive effettivamente utilizzabili ai fini di un prelievo.

Il lavoro di analisi è stato condotto su due dei quattro PIA della Comunità Montana, relativi alle divisioni dei seguenti comuni: 1) Cavargna, Cusino, San Bartolomeo V.C., San Nazzaro V.C., Val Rezzo, Valsolda; 2) Grandola ed Uniti; Plesio, Menaggio.

Il PAF relativo alla divisione di Carlazzo, Corrido, Porlezza e Bene Lario è in corso di aggiornamento, e non è stato possibile reperire dati significativi dall'edizione precedente, mentre non è stato possibile reperire quello della Foresta Demaniale (il valore attuale potrebbe, quindi, essere sottostimato).

Nell'ambito di redazione del P.I.F. sono stati censiti complessivamente 6.844 ha di bosco.

Le categorie maggiormente rappresentate sono risultate essere quelle degli Orno-ostrieti (1963 ha), degli Acero-Tiglio-Frassineti (1812 ha), delle Faggete (1200 ha) e dei Castagneti (1091 ha).

La distribuzione delle categorie forestali è fortemente compartimentata: gli Orno-ostrieti dominano la parte centrale del territorio comunitario; le Faggete prevalgono in Val Rezzo, in Val Cavargna e alle quote superiori del versante settentrionale del complesso Galbiga-Crocione; gli Acero-Tiglio-Frassineti dominano il medio versante del monte Galbiga-Crocione e gli impluvi; infine i Castagneti dominano nella zona di S.Siro.

Il volume totale della ripresa annua (in m^3) deve essere messo ridimensionato in all'effettivo peso secco (10% umidità relativa) sfruttabile di questa biomassa, utilizzando un fattore di conversione mediato sulla densità basale media delle specie arboree prese in considerazione, cioè il rapporto tra peso della massa anidra e il volume della massa fresca e valori di densità relativi ad un umidità del 10 % (umidità relativa all'utilizzo della biomassa nel gassificatore). Nel presente studio il valore il valore medio che è stato utilizzato è di 0,7 t/m^3., sulla base di dati di letteratura (Hellrigl, 2002) che ha permesso di stimare una biomassa forestale totale di 1.932 t/anno prelevabili.

Questa quantità deve rappresentare, quindi, il valore di riferimento sulla base del quale valutare la sostenibilità del consumo di risorse forestali per l'alimentazione dell'impianto proposto o delle sue eventuali alternative, in termini di rapporto tra tonnellate richieste dalla tecnologia prevista ed effettiva disponibilità locale di tale biomassa. Tale valutazione permette di confrontare la sostenibilità di diverse alternative con una specifica attenzione al contesto locale.

Infatti, a parità di risultato di studi di LCA sulla singola tecnologia, lo studio di LCA del sistema "ambiente di riferimento specifico vs tecnoliga applicata" peremtte di evidenziare alcuni elementi di riflessione sulla necessita di un bilancio complessivo tra benefici e impatti. In (Lacquaniti & Sala, 2009) sono forniti i dettagli di tale applicazione.

Conclusioni

Attraverso lo studio realizzato, si intende valorizzare il ruolo della capacità di carico quale strumento a supporrto della LCA nella valutazione sito-specifica della sostenibilità dell'uso delle risorse naturali in termini di massimo prelievo ammissibile per garantire una corretta rinnovabilità della risorsa ed il mantenimento dello stock. Nell'esempio proposto la capacità di carico viene valutata sulla base della disponibilità di biomassa prevista da PIF e PAF, introducendo anche una proposta metodologica più ampia che tenga conto di eventuali scenari di evoluzione della disponibilità locale nel tempo (ad esempio in relazione al cambiamento climatico).

Bibliografia

Bare J, Gloria T, Norris G (2006) Development of the method and U.S. normalization database for life cycle impact assessment and sustainability metrics. Environ Sci Technol 40:5108–5115

Brebbia, & V. Popov (a cura di), Energy and Sustainability II (pp. 291-302). Wit Press.

Daly H.E., 1990. Toward some operational principles of sustainable development. Ecol. Econ., 2, 1-6.

Cornelissen, R.L.,Hirs, G.G., 2002.The value of the exergetic life cycle assessment besides the LCA.Energy Conversion and Management,43(9-12),pp. 1417-1424

Cummings, C and Seager, T. Estimating exergy renewability for sustainability assessment of corn ethanol. 2008 IEE International Symposium on Electronics and the Environment, May, San Francisco.

Hellrigl B. 2002. Numeri per la Dendroenergetica.
www.tesaf.unipd.it/pettenella/papers/AltraDocumentazione/numeri.pdf

Graymore M.L.M., Sipe N.G, Ricksoni R.E.. 2010. Sustaining Human Carrying Capacity: A tool for regional sustainability assessment. Ecological Economics, 69: 459-468.

Sala, S., & Castellani, V.(2010). Decision Support System for sustainable forest management based on Life Cycle Assessment. Intervento presentato a: From simplified LCA to advanced LCA, Poznan (Poland).

Lacquaniti, P., & Sala, S. (2009). Energy from biomass a decision support system for integrating sustainability into technology assessment. In A.A. Mammoli, C.A.

Ringraziamenti: gli autori ringraziano la Provincia di Como quale finanziatore della ricerca all’interno del progetto “Bilancio di sostenibilità della filiera legno-energia” Grandi Progetti di Montagna – Regione Lombardia

LCA "cradle to gate" di un processo alternativo per la produzione di biocarburante da olio di soia

Autori: (Serena Righi[1], Salvatore Buscema[1], Daniele Fabbri[1], Mauro Cordella[2], Carlo Stramigioli[2], Alessandro Tugnoli[2])

[1] CIRSA, Università di Bologna, via S.Alberto 163, 48100 Ravenna, Italy
[2] DICMA, Università di Bologna, via Terracini 28, 40131 Bologna, Italy
Email serena.righi2@unibo.it

Sommario

È facilmente prevedibile che nei prossimi anni in Europa il biodiesel rivestirà un ruolo sempre più importante nel settore dei trasporti. La commissione europea ha fissato al 10% entro il 2020 la percentuale che i biocarburanti dovranno rappresentare sul totale dei carburanti impiegati nel settore dei trasporti e il biodiesel rappresenta attualmente il biocarburante più utilizzato nell'Unione Europea. Dalla produzione di biodiesel si ottiene glicerina (soluzione acquosa concentrata di 1,2,3-propantriolo) come co-prodotto. La glicerina presenta numerose applicazioni industriali, ma un aumento della produzione di biodiesel potrebbe rendere difficile la sua completa collocazione sul mercato. In questo contesto, crescente interesse è rivolto verso metodi differenti di produzione di biodiesel che forniscano co-prodotti alternativi. In questo articolo, è riportata una valutazione "cradle to gate" degli impatti ambientali indotti dal processo produttivo di un biocarburante alternativo al biodiesel, denominato DMC-BioD, che non comporta produzione di glicerina.

Introduzione

L'esigenza di sviluppare fonti energetiche alternative è una delle più importanti priorità per i Paesi il cui approvvigionamento energetico è fortemente dipendente dai combustibili fossili. In Europa, circa un terzo del consumo di energia primaria è associata al settore dei trasporti e, con esso, all'emissione di enormi quantità di gas inquinanti e a effetto serra. Per quanto riguarda il settore dei trasporti su gomma, l'utilizzo di biocarburanti (biodiesel e bioetanolo) rappresenta una valida alternativa ai carburanti di origine fossile. La commissione europea, nel pacchetto di proposte in materia di energie rinnovabili e cambiamenti climatici (Regolamento CE 443/2009 e Direttive 2009/28/CE, 2009/29/CE, 2009/30/CE e 2009/31/CE), prevede il raggiungimento di una quota di biocarburanti pari al 10% dei carburanti per autotrazione entro il 2020. Il biodiesel rappresenta il principale biocarburante utilizzato in Europa dove nel 2008 la sua produzione è stata di 7.755.000 tonnellate (European Biodiesel Board, 2010).

Dal punto di vista ambientale, la parziale sostituzione del gasolio con il biodiesel indurrà importanti benefici. L'utilizzo del biodiesel, considerando anche la fase di produzione, consente un risparmio netto nelle emissioni di CO_2 del 40-60% (OECD-IEA, 2007). Inoltre, esso permette: minori emissioni di idrocarburi incombusti, di CO e di particolato e zero emissioni di SO_x.

Il biodiesel è costituito una miscela di esteri alchilici di acidi grassi ottenuta dal processo di transesterificazione di oli vegetali. La reazione coinvolge i trigliceridi che reagiscono con metanolo per dare come prodotto esteri metilici di acidi grassi (FAMEs) e 1,2,3-propantriolo (Figura 1).

trigliceride + 3 metanolo → glicerolo + 3 esteri metilici degli acidi grassi
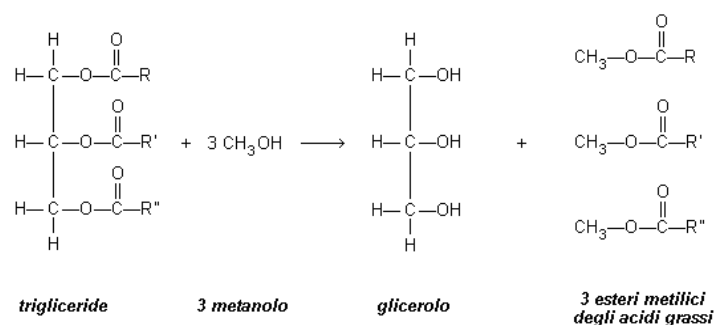
Figura 1: reazione di transesterificazione tra trigliceride e metanolo

La reazione di transesterificazione viene convenzionalmente condotta in reattori agitati, generalmente batch, miscelando l'olio con l'alcool e aggiungendo, infine, il catalizzatore raggiunta la temperatura prefissata. I catalizzatori possono essere basici, acidi o enzimi. Attualmente quasi tutta la produzione industriale di biodiesel avviene con il primo metodo, in quanto risulta essere economicamente più vantaggioso, dato che richiede temperature e pressioni più basse ed ha una conversione del 98% circa (Zhang et al., 2003). L'1,2,3-propantriolo, comunemente chiamato glicerolo, è immesso sul mercato come glicerina (soluzione acquosa concentrata di 1,2,3-propantriolo) la quale presenta numerose applicazioni in particolare nell'industria farmaceutica e cosmetica. È ipotizzabile però che, con l'aumento di utilizzo di biodisel, nei prossimi anni la collocazione sul mercato di tutta la glicerina prodotta possa diventare problematica. In questo contesto, crescente interesse è rivolto verso metodi differenti di produzione di biocarburante che forniscano co-prodotti alternativi.

L'obiettivo del lavoro qui presentato è di effettuare un'analisi di LCA del processo produttivo di un biocarburante che prevede la reazione tra trigliceridi e dimetilcarbonato (DMC) per produrre una miscela di esteri metilici di acidi grassi (FAMEs) e di acidi grassi esterificati del glicerol carbonato (FAGCs) (Fabbri et al., 2007). La produzione di tale biocarburante, denominato DMC-BioD, ha la caratteristica di non essere accompagnata dalla formazione di 1,2,3-propantriolo (Figura 2).

$$\text{(OCOR)}_3 + CH_3O\text{-}C(=O)\text{-}OCH_3 \rightarrow 2\ R\text{-}COOCH_3 + \text{FAGC}$$

FAMEs FAGCs
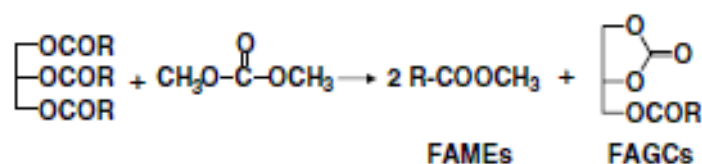
Figura 2: Reazione di transesterificazione tra acido grasso e dimetilcarbonato

Definizione obiettivo e campo di applicazione

Lo studio ha lo scopo di valutare i potenziali impatti ambientali del processo di produzione del biocarburante DMC-BioD. Tale processo è attualmente realizzato solo in scala di laboratorio e una preliminare analisi dei potenziali impatti ambientali può fornire informazioni utili al proseguimento della fase di sperimentazione.

Lo studio è stato condotto su un ipotetico impianto industriale la cui localizzazione è stata genericamente effettuata in Germania in quanto è la nazione europea con la più alta produzione di biodiesel (European Biodiesel Board, 2010).

I confini sono stati ristretti ad un'analisi *cradle to gate*, ossia dalla estrazione/coltivazione delle materie prime alla produzione del biocarburante. Sono stati inclusi nei confini del sistema le emissioni liquide e gassose, mentre è stata esclusa la produzione di rifiuti solidi. Quale unità funzionale si è scelto 1 kg di biocarburante.

Lo studio è stato realizzato avvalendosi del software di calcolo GaBi 4.3 (PE International, 2009).

Analisi di inventario

Il diagramma di flusso della produzione del biocarburante DMC-BioD è mostrato in Figura 3. I dati relativi: alla coltivazione della soia e produzione dell'olio da sottoporre a transesterificazione, alla produzione dei *chemicals* utilizzati (ad eccezione del dimetilcarbonato), ai trasporti e ai relativi combustibili e alla produzione di energia elettrica e termica sono stati tratti dalle banche dati GaBi 4 Professional e Ecoinvent 2.0 (Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2008). Per i trasporti si sono assunte distanze standard: 100 km via camion e 600 km via treno (Hischier et al., 2005).
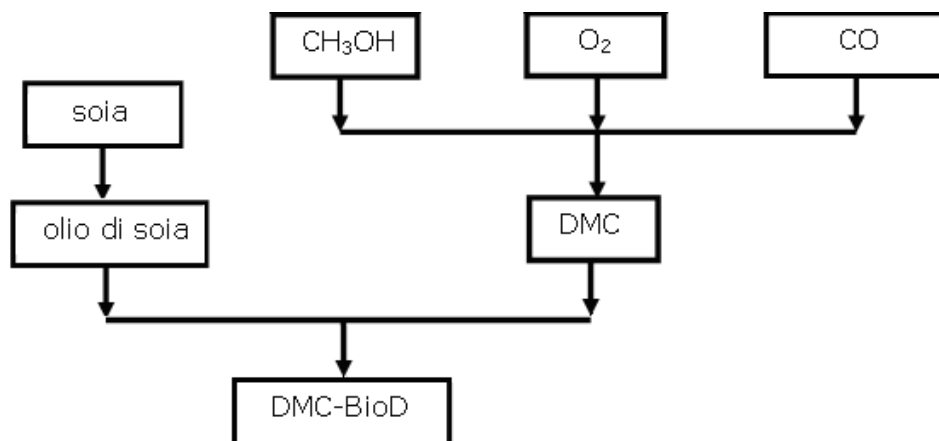
Figura 3: Diagramma di flusso del biocarburante DMC-BioD

I dati relativi al processo di transesterificazione dell'olio di soia tramite dimetilcarbonato per produrre il biocarburante sono stati ottenuti con l'ausilio del software Aspen Plus® 11.1 che ha permesso di simulare il funzionamento dell'impianto industriale partendo dai dati tecnici ricavabili dal brevetto WO2004/052874 (Notari e Rivetti, 2004).

Infatti, il software Aspen Plus® permette di predire il comportamento di un processo utilizzando relazioni di base, come: bilanci di massa ed energia, equilibri chimici e di fase e cinetica di reazione. Lo stesso software è stato impiegato anche per ottenere in dati di inventario relativi al processo di produzione del dimetilcarbonato, non presente nelle banche dati a disposizione degli autori. Fra i vari processi produttivi del dimetilcarbonato, per lo sviluppo della banca dati da utilizzare nel presente lavoro, si è scelto il processo di carbonilazione ossidativa del metanolo, in quanto esso presenta dal punto di vista ambientale caratteristiche particolarmente interessanti. Come riferimento per dati tecnici è stato utilizzato il brevetto EP534,545 (Rivetti e Romano, 1992).

I risultati dell'analisi di inventario del dimetilcarbonato sono stati presentati recentemente dagli autori (Buscema et al., 2010).

Per la stima delle emissioni in aria e in acqua si è fatto riferimento alle indicazioni fornite da Hischier et al. (2005) relativamente ai processi per i quali si ha scarsa disponibilità di dati.

Valutazione di impatto ambientale

Per la caratterizzazione degli impatti si è utilizzato il metodo di analisi "CML 2001" sviluppato dal Centre of Environmental Science dell'Università di Leiden (Guinée et al., 2001). Le categorie di impatto selezionate sono le seguenti:

- acidificazione (AP, in SO_2-eq);
- eutrofizzazione (EP, in PO_4-eq);
- ecotossicità in acqua dolce (FAETP, in DCB-eq);
- riscaldamento globale (GWP, in CO_2-eq);
- tossicità umana (HTP, in DCB-eq);
- riduzione strato di ozono (ODP, in R11-eq);
- formazione di ossidanti fotochimici (POCP, in Ethene-eq);
- ecotossicità terrestre (TETP, in DCB-eq);
- consumo di risorse non rinnovabili (ADP, in Sb-eq).

In Figura 4 sono illustrati i risultati ottenuti dalla fase di LCIA. Si può osservare come, quantitativamente, l'impatto più consistente sia generato dall'emissione di gas climalteranti (1,5 kg di CO_2-eq), seguito dall'emissione di sostanze tossiche per l'uomo (90 g di DCB-eq), dalla ecotossicità in acque dolci (30 g di DCB-eq) e dal potenziale di eutrofizzazione (10 g di PO_4-eq).
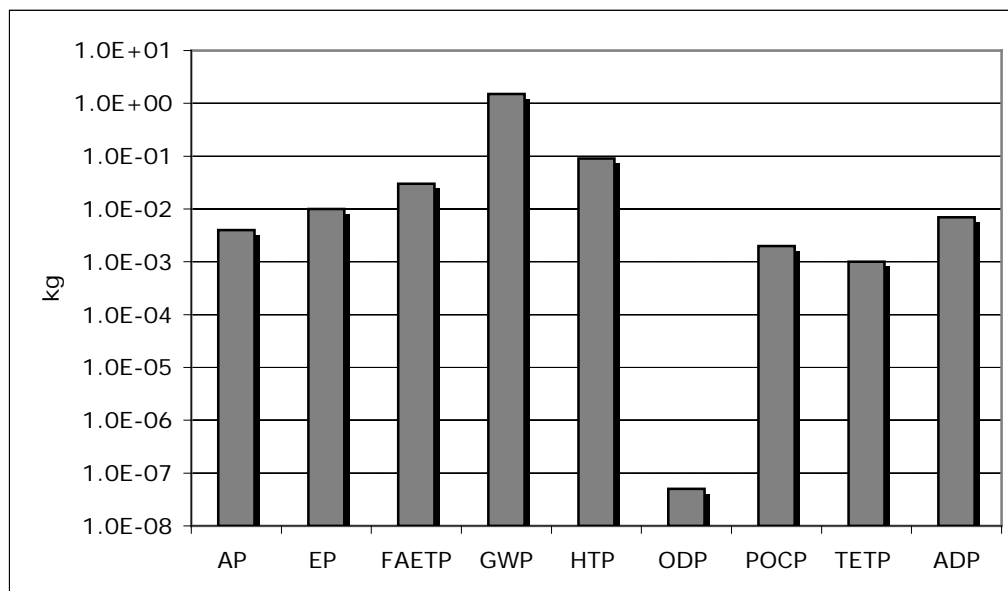
Figura 4: Impatti generati dalla produzione di 1 kg di DMC-BioD

Il sistema di produzione del DMC-BioD è stato suddiviso in quattro principali processi per analizzare i contributi percentuali (Figura 5). I processi individuati sono: 1) produzione dell'olio di soia (comprendente coltivazione e macinazione della soia); 2) produzione dei *chemicals* (metanolo, dimetilcarbonato, catalizzatori ecc.); 3) trasporto delle materie prime; 4) consumi energetici elettrici e termici dovuti alla sintesi del dimetilcarbonato e alla transesterificazione dell'olio di soia. Analizzando i diversi contributi percentuali forniti dai processi individuati è possibile riscontrare che per otto categorie di impatto su nove analizzate, il processo più critico dal punto di vista ambientale è quello della produzione dell'olio di soia. L'unica categoria di impatto per la quale il contribuito percentuale dell'olio di soia non è quello preponderante è il consumo di risorse non rinnovabili per il quale il contributo principale è dato dalla produzione dei *chemicals*. I processi di produzione dei diversi *chemicals* che rientrano nel ciclo produttivo del DMC-BioD risultano contribuire in modo significativo alle categorie connesse alla tossicità umana e alla ecotossicità. Questo è in gran parte dovuto all'utilizzo del metanolo nella fase di produzione del dimetilcarbonato. Ovviamente un contributo non trascurabile al riscaldamento globale e al consumo di risorse non rinnovabili è dato anche dall'utilizzo di energia. Del tutto trascurabile appare invece il contributo fornito a tutte le categorie di impatto considerate dal processo di trasporto delle materie prime.
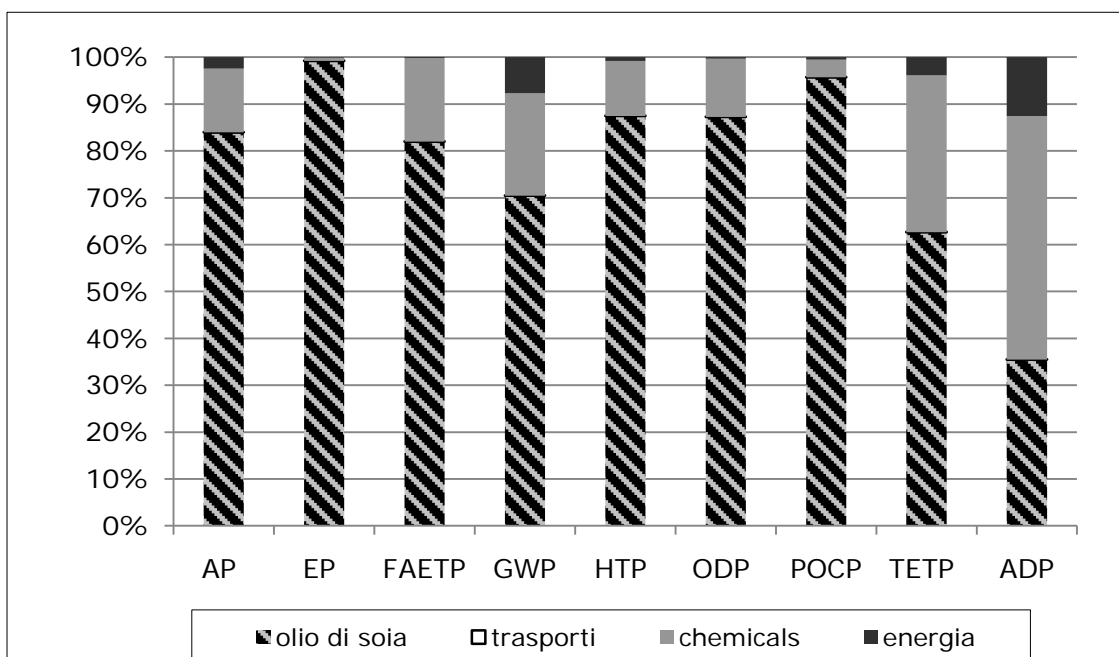
Figura 5: Contributi percentuali dei processi coinvolti nella produzione di DMC-BioD

Conclusioni

L'analisi condotta mostra che gli impatti ambientali più consistenti indotti dal sistema produttivo del biocarburante DMC-BioD sono relativi alle emissioni di gas climalteranti e a quelle di sostanze tossiche per l'uomo o per l'ambiente. Gli impatti sono perlopiù determinati dal processo di produzione dell'olio di soia (comprendente coltivazione e macinazione della soia). L'utilizzo dei *chemicals* e il consumo di energia durante la sintesi del dimetilcarbonato e la transesterificazione determinano un contributo relativo più basso. Unica eccezione è quella dell'impatto sulle risorse abiotiche che risulta determinato principalmente dall'utilizzo dei *chemicals*.

Bibliografia

Buscema, S, Fabbri, D, Righi, S, Cordella, M, Stramigioli, C & Tugnoli, A 2010, 'Dimethylcarbonate (DMC) production based on the oxy-carbonylation of methanol: chemical process simulation and life cycle assessment' paper presented to the conference 16th SETAC Europe LCA Case Studies Symposium, Poznan, 1-2 February.

European Biodiesel Board, viewed 1 Apr 2010, < http://www.ebb-eu.org/stats.php# >.

Fabbri, D, Bevoni, V, Notari, M & Rivetti, F 2007, 'Properties of a potential biofuel obtained from soybean oil by transmethylation with dimethyl carbonate', Fuel, vol. 86, no. 5/6, pp. 690-697.

Guinée, JB, Gorrée, M, Heijungs, R, Huppes, G, Kleijn, R, de Koning, A, van Oers, L, Weneger, A, Suh, S, Udo de Haes, HA, de Bruijn, H, van Duin, R & Huijbregts, M 2001, 'Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards', Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Bilthoven, the Netherlands.

Hischier, R, Hellweg, S, Capello, C & Primas, A 2005, 'Establishing Life Cycle Inventories of Chemicals Based on Differing Data Availability', International Journal of LCA, vol. 10, no. 1, pp. 59–67.

Notari, M & Rivetti, F 2004, 'Use of a mixture of esters of fatty acids as fuel or solvent', European Patent WO2004/052874. Polimeri Europa.

OECD-IEA 2007, Biofuel Production, viewed 1 Apr 2010, <http://www.iea.org/techno/essentials2.pdf>.

PE International 2009, GaBi 4.3 Software-System and Databases for Life Cycle Engineering, <http://www.gabi-software.com>.

Rivetti, F & Romano, U 1992, 'Procedure for the production of alkyl carbonates', European Patent 534,545. EniChem S.p.A.

Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2008. The Ecoinvent Database. <http://www.ecoinvent.org/>.

Zhang, Y, Dubè, MA, McLean, DD & Kates, M 2003, 'Review paper: Biodiesel production from waste cooking oil: 1. Process design and technological assessment', Bioresource Technology, vol. 89, pp. 1-16.

Analisi LCA della produzione di Pellet

Simona Sarli[1], Paolo Neri[2]

[1]Università degli Studi di Messina
[2]ENEA-LCA-lab s.r.l, Spin Off ENEA
simona.sarli@unirc.it

1. Sommario

Il presente lavoro è parte di una ricerca di Dottorato in Ingegneria Civile e Ambientale, frutto della collaborazione tra UNIME ed ENEA-LCA-lab s.r.l., che ha avuto come obiettivo la valutazione dell'impatto ambientale prodotto dalla diversa utilizzazione di biomassa ligneo cellulosica proveniente dalle operazioni di pulizia e salvaguardia dei boschi della Comunità Montana Silana. É stato considerato l'uso della biomassa sia a scopo energetico che per la produzione di pellet. Viene presentata la *LCA* della produzione dei pellet (dalla materia prima alla nastratura dei sacchetti) e, attraverso analisi di sensibilità, sono state confrontate la produzione di energia termica da SynGas con quella prodotta dalla combustione dei pellet, il cippato con il pellet (materie prime) e l' energia termica da pellet con quella da cippato.

2. Introduzione

Le analisi LCA effettuate muovono da un interesse volto al miglioramento delle condizioni dei boschi, sia pubblici che privati, che ricadono all'interno della Comunità Montana Silana, nonché dalla definizione dei danni ambientali prodotti da due diverse utilizzazioni della biomassa ligneo cellulosica. Partendo dal concetto di "Filiera Corta", sono stati considerati due possibili usi della materia prima: produzione di energia termica ed elettrica attraverso un impianto di cogenerazione a SynGas (< 1MW) e produzione di pellet. Per lo svolgimento delle analisi è stata considerata la biomassa proveniente dalle operazioni di pulizia e salvaguardia del bosco (naturale) dagli incendi e, come ipotesi, sono state effettuate delle analisi di sensibilità considerando colture a ciclo breve (*SFR* – Short Rotation Forestry), da porsi in fasce altimetriche ove le pendenze e le infrastrutture lo consentano. Attraverso la seguente ricerca, si è voluto verificare quale, tra le due diverse utilizzazioni, producesse un danno ambientale minore. La complessità nel definire la tipologia del legno, le diversità e le attribuzioni del danno dovute non solo al tipo di essenza, ma anche alla pezzatura, al Potere Calorifico Inferiore e all'umidità, sono stati punti determinanti per la valutazione dei danni ambientali alla base di questo lavoro. Dalla Banca Dati del codice di calcolo è stato selezionato l'HardWood come tipologia di legname proveniente da arboreto naturale, necessario per svolgere le analisi dei dann; allo stesso modo, è stato individuato il SoftWood come tipologia di legname proveniente da arboreto coltivato (SRF).

2.1. La Nova s.r.l.

L'azienda Nova S.r.l. si occupa, tra le altre cose, della produzione di pellettizzatrici e impianti completi per produzione pellet di piccole e grandi dimensioni; è in continuo sviluppo, sempre alla ricerca delle più moderne tecnologie costruttive (Mastercam, Unigraphics, Pro-E) per migliorare sia le caratteristiche tecniche del prodotto che il costo finale di mercato.

2.2. Il Pellet

Il pellet di legno è un combustibile densificato, di forma cilindrica, derivante da un processo industriale attraverso il quale la materia prima, principalmente trucioli, segatura e altri scarti di segheria, con contenuto idrico (w) compreso fra l'11 e il 14%, viene trasformata in piccoli cilindri con diametro variabile da 6 a 8 mm e lunghezza di 10-30 mm. Le fasi principali sono:

- pre-trattamento della materia prima al fine di renderla omogenea in termini di granulometria ed umidità. Tale fase consiste, a sua volta, in una serie di operazioni quali: raffinamento, essiccazione, condizionamento e separazione dei metalli;
- pressatura degli scarti legnosi all'interno di matrici forate dette trafile;
- raffreddamento del pellet;
- separazione delle parti fini;
- imballaggio e immagazzinamento.

3. LCA dei Pellet

3.1. Obiettivo dello studio e campo di applicazione

Obiettivo dello studio è la valutazione del danno ambientale relativo alla produzione di pellet ottenuto da biomassa proveniente da arboreto coltivato (*SFR*).

3.2. La funzione del sistema

La funzione del sistema è la produzione di pellet da *SFR.*

3.3. Il sistema che deve essere studiato

Lo studio è stato effettuato sui dati forniti dalla ditta Nova s.r.l, relativi all'impianto di pellettizzazione e la produzione dei pellet. Per l'elaborazione delle analisi è stata considerata la disponibilità della biomassa proveniente dai Castagneti, attestabile intorno alle 3.087 ton/anno. Si prevede un funzionamento della struttura per 270 gg all'anno e per 12 ore al giorno.

3.4. L'Unità Funzionale

L'Unità Funzionale è la produzione di 1000kg di pellet all'ora.

3.5. Il confini del sistema

I confini del sistema vanno dalla raccolta delle materie prime, provenienti da un arboreto coltivato, alla vendita dei sacchetti di pellet.

3.6. Qualità dei dati

Il codice di calcolo usato è SimaPro7. Le energie ed i trasporti presenti nei processi creati sono stati ricavati dalle banche dati del codice. I metodi usati per la valutazione sono Eco-Indicator 99, EPS 2000, IMPACT 2002+ ed EDIP 97, tutti modificati dal gruppo di lavoro nel quale è stato sviluppato lo studio.

3.7. Inventario

Per giungere alle caratteristiche esatte che permettono alle pellettizzatrici di produrre efficientemente, gli impianti di pellettizzazione si articolano in più fasi di preparazione della materia prima:

- Cippatura: riduzione da tronco o pezzi di legno a cippato;

- Macinazione: riduzione da cippato a cippato fine con dimensioni massime di 60/80 mm;
- Essiccazione: disidratazione della materia prima al fine di raggiungere un'umidità compresa tra 8 e 12%;
- Stoccaggio: insilaggio della materia prima essiccata;
- Raffinazione: raffinazione della materia alla dimensione di segatura;
- Stoccaggio: insilaggio della segatura per il carico delle pellettizzatrici;
- Caricamento: sistema di trasporto per il carico della segatura nelle pellettizzatrici;
- Pellettizzazione: produzione di pellet con le macchine NOVA PELLET;
- Trasporto pellet: nastri trasportatore che conducono il pellet all'insaccamento;
- Vagliatura: pulizia e raffreddamento del pellet;
- Insaccamento: insaccamento in sacchi o big bags manuale o automatico;
- Pallettizzazione: creazione di pallet a misura in automatico;
- Nastratura: confezionamento pallet pronto per la spedizione;
- Aspirazione: complesso di tubazioni e ventole che permettono l'aspirazione polveri su tutto l'impianto ed il ciclo chiuso della movimentazione della segatura.
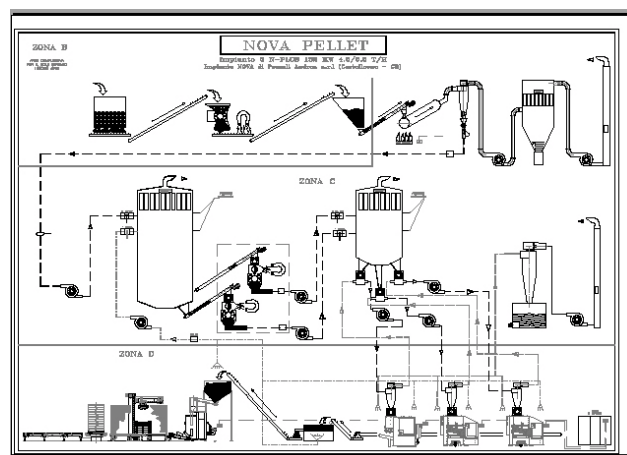
Figura 1: Lo schema della produzione dei pellets

3.8. Le unità funzionali

	Produzione di pellet	Cippatura (da banca dati: da legno arboreto coltivato)	Macinazione	Raffinazione	Essiccazione	Pellettizzazione	Imballaggio
U.F	1000 kg/h di pellet	1 m^3 di cippato u=40%	1791 kg/h di macinato	1000 kg/h di pellet raffinato	In: 1791 kg/h Out: 1000 kg/h	1000 kg/h di pellet	1260 kg/h di pellet insaccato, pallettiz. e nastrato
Quantità/ densità	650 kg/m^3 Volume: 1.538 m^3 u=12%	u=50% 250 kg/m^3 1000 kg V:7.264 m^3	1816 kg Deferrizzazione: 9 kg	1000 kg Deferrizzazione: 9 kg	1025 kg	1000 kg	1000 kg
Energia			44 kWh		elettrica: 24 kWh termica: 3341,74 MJ Emissione di vapore: 800 kg	elettrica: 56 kWh Emissione di vapore: 25 kg	

Tabella 1: Tabella riassuntiva delle Unità Funzionali
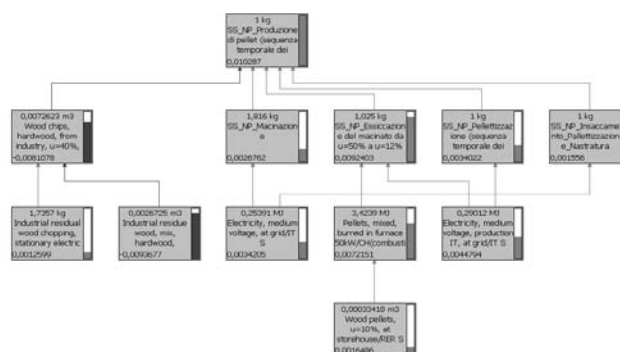
Figura 2: Il diagramma del processo di produzione dei Pellet

4. Risultati

4.1. Analisi del danno di 1kg di Pellet con il metodo ECO Indicator 99
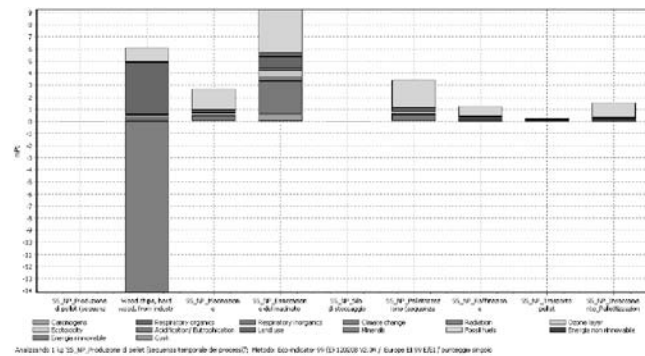
Figura 3: Il diagramma della valutazione per single score secondo Eco-indicator99 del processo di produzione dei Pellet

Dall'analisi dei risultati della valutazione del processo relativo alla produzione dei pellet, eseguita con il metodo ECO Indicator 99, è stato possibile determinare che:

- il danno totale vale 0.023725 Pt dovuto principalmente per il -78.84% alla biomassa cippata, per l'89.83% a Essiccazione del macinato da u=50% a u=12, per il 33.07% alla Pellettizzazione, per il 26.02% alla Macinazione e per il 12.22% alla Raffinazione;
- inoltre il danno è dovuto per il -80.08% alla categoria Human Health, per il 62.8% a Ecosystem Quality e per il 117.28% a Resources.

4.2. Analisi del danno di 1kg di Pellet con il metodo IMPACT 2002+
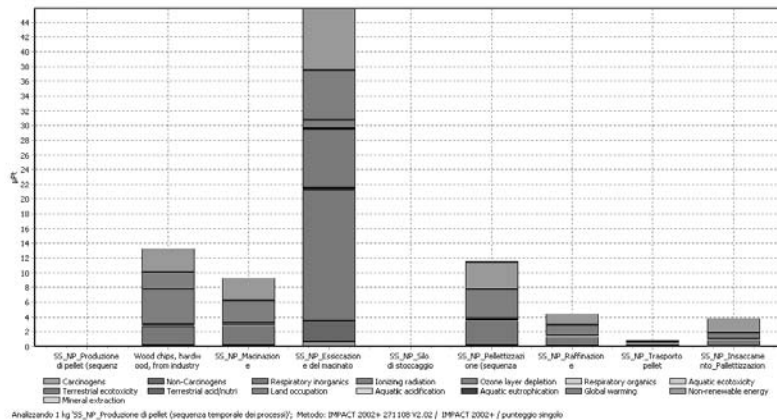
Figura 4: Il diagramma della valutazione per single score *secondo il metodo IMACT 2002+ del processo di produzione dei Pellet*

Dall'analisi dei risultati della valutazione è stato possibile determinare che:

- il danno totale vale 8.9168E-5 Pt dovuto per il 51.48% all' Essiccazione del macinato da u=50% a u=12%, 14.83% alla biomassa cippata, per il 12.89% alla Pellettizzazione e per il 10.41% alla Macinazione;
- inoltre il danno totale è dovuto per il 37.23% a Human Health, per il 24.96% a Resources, per il 20.73% a Climate Change e per il 17.09% a Ecosystem Quality.

4.3. Analisi del danno di 1kg di Pellet con il metodo EPS 2000
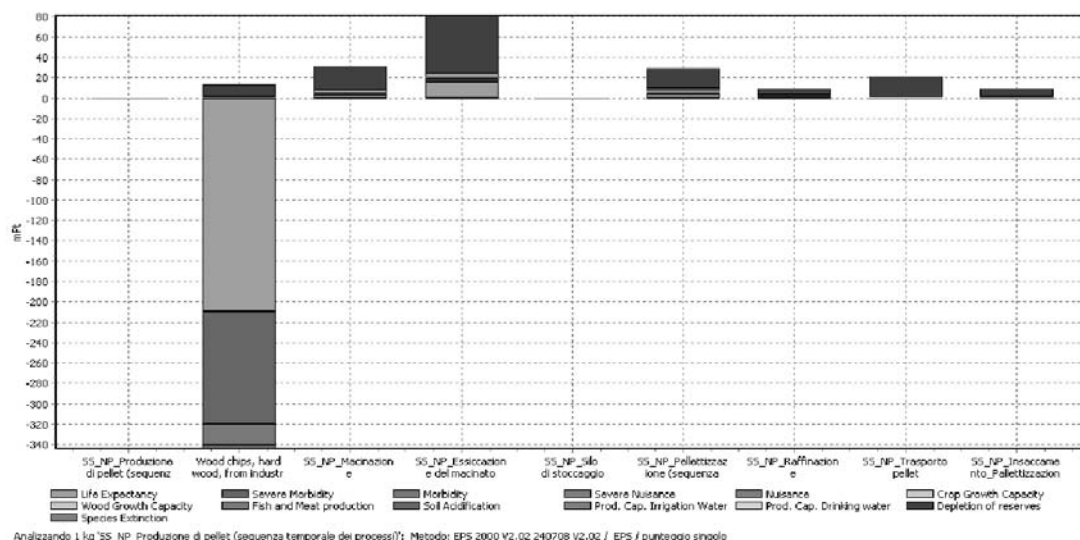
Figura 5: Il diagramma della valutazione per single score *secondo il metodo EPS 2000 del processo di produzione dei Pellet*

Dall'analisi dei risultati della valutazione è stato possibile determinare che:

- si ha un danno evitato totale che vale -0.14923 Pt (ELU=€) dovuto per il -221.77% alla biomassa cippata con u=40%, per il 54.49% all' Essiccazione del macinato da u=50% a u=12%, per il 20.98% alla Macinazione, per il 18.78% alla Pellettizzazione;
- inoltre il danno evitato totale è dovuto per il -204.78% alla categoria Human Health, per il -2.13% a Biodiversity, per il 98.39% ad Abiotic Stock Resources e per l'8.52% alla categoria Ecosystem Quality.

4.4. Analisi del danno di 1kg di Pellet con il metodo EDIP 97
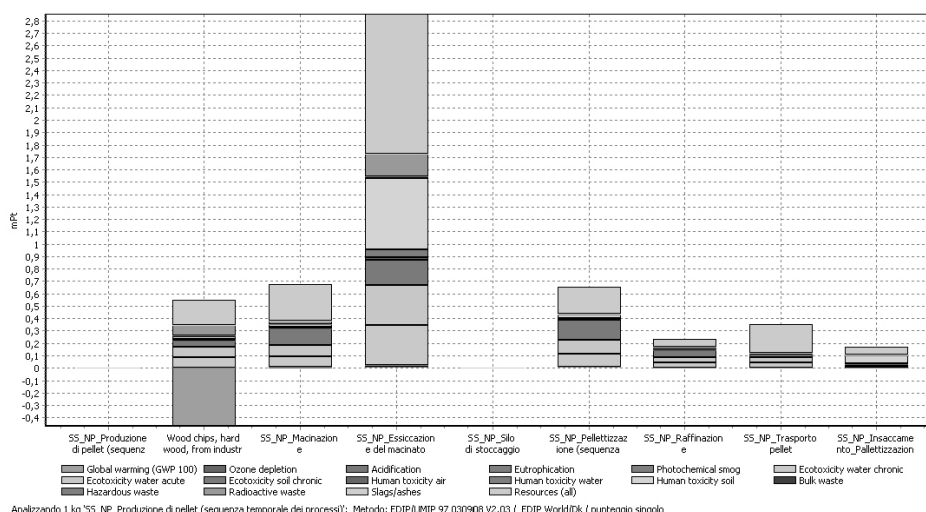
Figura 6: Il diagramma della valutazione per single score *secondo il metodo EDIP 97 del processo di produzione dei Pellet*

Dall’analisi dei risultati della valutazione è stato possibile determinare che:

- il danno totale vale 0.005029 Pt (ELU=€) dovuto essenzialmente al processo relativo alla fase di Essiccazione del macinato da u=50% a u=12% per il 56.87%, poi alla fase di Macinazione per il 13,51% e alla Pellettizzazione per il 13,04%;
- il danno totale è dovuto per il 43.87% a Resources, per il 14.5% a Human toxicity soil, per il 13.89% a Ecotoxicity water acute, per il 13.58% a Ecotoxicity water chronic, per il -8.83% a Global warming.

5. Analisi di Sensibilità

In questo studio sono state effettuate delle analisi di sensibilità con il metodo Eco-Indicator 99 per quantificare il danno ambientale dovuto al pellet rispetto al cippato (materie prime) ed il danno ambientale dovuto alla produzione di energia termica prodotta dal pellet e dal cippato, entrambi bruciati in una fornace da 50 kW. La prima analisi ha riguardato il confronto tra il pellet ed il cippato come materia prima per la produzione di energia.
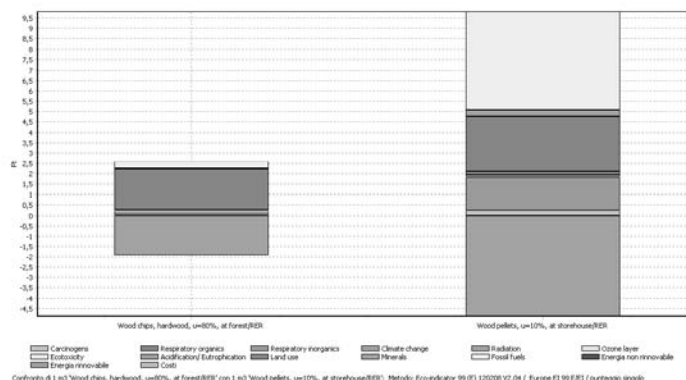
Figura 7: Il diagramma della Valutazione per single score con il Metodo EcoIndicator 99 del confronto tra il Pellet e il Cippato come materia prima per la produzione di energia

Dall’analisi del confronto tra i due processi è emerso che:

- il pellet presenta un danno 7,5 volte superiore a quello del cippato e che il danno nella categoria Fossil Fuels del pellet è di molto superiore a quello del cippato a causa dell’energia usata durante la fase di pellettizzazione;
- nella categoria Resources si determina la maggiore differenza del danno.
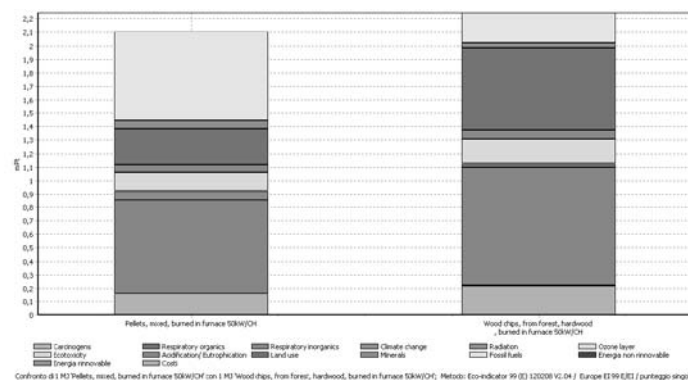
Figura 8: Il diagramma della Valutazione per single score con il Metodo EcoIndicator 99 del confronto tra Pellet e cippato bruciati in fornace da 50 kW

La seconda analisi riguarda il confronto tra i processi per la produzione dell'energia (1 MJ prodotto) da pellet e per la produzione dell'energia da cippato, entrambe con una fornace da 50 kW.

Dall'analisi dei risultati è stato possible determinare quanto segue:

- l'energia da pellet produce un danno minore del 6% rispetto a quella prodotta dal cippato;
- nella categoria Human Health, il danno diminuisce del 18.04%; ciò è dovuto principalmente ad una minore emissione di *Particulates, <2.5µm* e di *Nitrogen oxides* nella combustione. La quantità di diossina emessa è uguale nei due processi. Il danno maggiore che si ha in Carcinogens nel processo di combustione del cippato è dovuto ad una maggiore emissione di ceneri (0.00025kg/MJ contro lo 0.000119 kg/MJ nel processo di combustione del pellet);
- nella categoria Ecosystem Quality, il danno diminuisce del 46.84%; ciò è dovuto principalmente ad una minore quantità di *Occupation, forest, intensive, normal*, a causa della presenza nel pellet misto di legno softwood con minore quantità di land use e di una minore quantità di legno usato;
- la minore quantità di legno è dovuta anche alla minore quantità di umidità dei pellet (10% contro 40% per il cippato) e quindi ad un potere calorifico maggiore (4.803 kWh/kg contro 3.4 kWh/kg per il cippato);
- nella categoria Resources il danno aumenta del 180.56%; ciò è dovuto principalmente ad una minore quantità *Oil, crude, in ground*, *Gas, natural, in ground* e *Coal, hard, unspecified, in* ground a causa ad una maggiore utilizzo nella produzione dei pellet;
- le fornaci hanno la stessa potenza (50 W), la stessa durata di vita (20 anni), ma la fornace per il cippato ha una quantità di cemento di 33.7m^3 contro i 14m^3 della fornace per pellet.

6. Conclusioni

Dalle analisi relative al processo di produzione dei pellet, eseguite con i quattro metodi di calcolo si evince che:

- i risultati ottenuti sono pressoché simili, anche se i Metodi di calcolo non sono direttamente confrontabili tra di loro;
- il danno maggiore viene attribuito da tutti i Metodi al processo dell'essicazione del macinato, seguito da quelli della macinazione e della pellettizzazione;
- il processo di cippatura produce un danno evitato per tutti i Metodi che considerano l'assorbimento della CO_2 da parte del legno, in particolare tutti i Metodi escluso IMPACT 2002+;
- con tutti i Metodi, escluso IMPACT 2002+, il danno massimo viene attribuito alla categoria Resources;
- con Eco Indicator 99 e EPS 2000 si ha un danno evitato nella categoria Human Health;
- confrontando l'essiccazione naturale e l'essicazione "forzata" è possibile notare come venga attribuito un danno maggiore a quest'ultimo procedimento, a causa di un maggior uso di combustibile fossile per la produzione di aria calda;
- la quantità di CO2 eq prodotta per 1kg di pellet è di 0.18303 kg con il metodo IMPACT 2002+ e -0,3412 kg con il metodo EDIP 97;
- l'energia non rinnovabile usata per 1kg di pellet è 3,367 MJ;
- l'energia rinnovabile usata per 1kg di pellet è 38.724 MJ.

7. Bibliografia

Baldo G.L. et al., Analisi del ciclo di vita LCA: Materiali, Metodi, Processi, Ed. Ambiente, 2005, 290 p

Bruzzi L. et al., Sostenibilità ambientale dei sistemi energetici, ENEA 2007

Casini, L. e Marinelli, A. (1996). Un modello economico-ambientale per la gestione delle risorse forestali, Franco Angeli, Milano

G.Giordano Tecnologia del legno (3 vol) UTET 1981-88

Hellrigl B., Elementi di xiloenergetica: definizioni, formule, tabelle, Legnaro, Agripolis PD, Pubblicazione AIEL, Associazione Italiana Energie Agroforestali, 2006, 319 p, Progetto Alpenenergy/wood, programma INTERREG 3 B

Neri P. e altri, 'Verso la certificazione ambientale degli edifici', Casa editrice Alinea, Firenze, 2008

N.Valentino, V. Gerardi, I. Bordonzotti, Termovalorizzazione delle biomasse legnose mediante una tecnologia innovativa di pirogassificazione. Biblioteca di Termotecnica , Collana BT - 39 - Lug 07

O. Jolliet et al. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology, Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, 2003, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), CH-1015 Lausanne, Switzerland

L'utilizzo di energia rinnovabile come strumento di riduzione degli impatti e comunicazione ambientale il caso Mulino Bianco

Autori: (Luca Ruini[1], Laura Marchelli[1], Massimo Marino[2], Paolo Tecchio[2])

[1] Barilla G. R. Fratelli S.p.A.
[2] Life Cycle Engineering
E-mail per informazioni: tecchio@studiolce.it

Sommario

La produzione di energia è al centro delle strategie dei governi e delle aziende sia per aspetti di natura economica, sia per aspetti di natura ambientale. Mentre il primo punto è fondamentale nella costruzione del valore economico di beni e servizi, il tema ambientale è al centro delle politiche di sostenibilità. Per queste ragioni, negli ultimi anni si è assistito ad un notevole interesse nei confronti dell'energia prodotta da fonte rinnovabile che sta diventando, oltre che un modo per ridurre gli impatti ambientali delle filiere produttive, anche un elemento distintivo di comunicazione. In questo lavoro si andrà a presentare il caso studio di Mulino Bianco, marchio leader nel settore dei prodotti da forno, che per rafforzare la sua filosofia di sostenibilità, dal 2009 ha affiancato alle tradizionali attività di comunicazione, quella relativa all'utilizzo di energia elettrica prodotta da fonte rinnovabile per l'alimentazione dei propri processi produttivi.

Introduzione

Negli ultimi anni il tema energia è stato oggetto di un aumento esponenziale di studi ed approfondimenti rivolti specialmente alle implicazioni di natura economica e politica oltre che alla valutazione delle ricadute di natura ambientale. Gli aspetti economici riguardano prevalentemente l'oscillazione dei prezzi d'acquisto dell'energia, che incide sui prezzi dei beni e dei servizi, e la forte dipendenza dall'estero da parte di Paesi (come l'Italia) con una carente riserva di fonti energetiche, se rapportata al proprio fabbisogno. Per quanto riguarda gli aspetti ambientali, invece, è da osservare come al settore energetico sia attribuita gran parte delle emissioni di gas a effetto serra in atmosfera generate prevalentemente dalla combustione di fonti fossili.

In questo contesto il ruolo delle energie rinnovabili ha assunto un'importanza strategica: seppur penalizzate da aspetti come la discontinuità temporale di alcune di esse, dai vincoli geografici e dai costi di produzione, le potenzialità di queste fonti sono in realtà piuttosto interessanti.

Ad oggi le fonti rinnovabili ricoprono una modesta percentuale del fabbisogno globale di energia, ma sono destinate ad acquisire un ruolo sempre più importante nella produzione energetica mondiale anche grazie alle politiche di sviluppo Comunitarie conosciute con lo "slogan" 20-20-20. A livello di generazione di energia elettrica, come si può desumere dalle statistiche IEA (International Energy Agency), solo gli impianti idroelettrici portano un contributo cospicuo (pari al 16% del fabbisogno di energia elettrica mondiale); il resto delle fonti rinnovabili dà, purtroppo, ancora un apporto marginale (sempre a livello mondiale, circa il 2,5% del fabbisogno elettrico). In Europa l'andamento risulta moderatamente più variegato (17% di energia elettrica prodotta da fonti rinnovabili, il 10% circa da impianti idroelettrici), così come in Italia, dove ogni anno, sulla produzione elettrica totale, il 16-18% proviene da fonte rinnovabile, di cui il 12-13% dal settore idroelettrico (Figura 1).
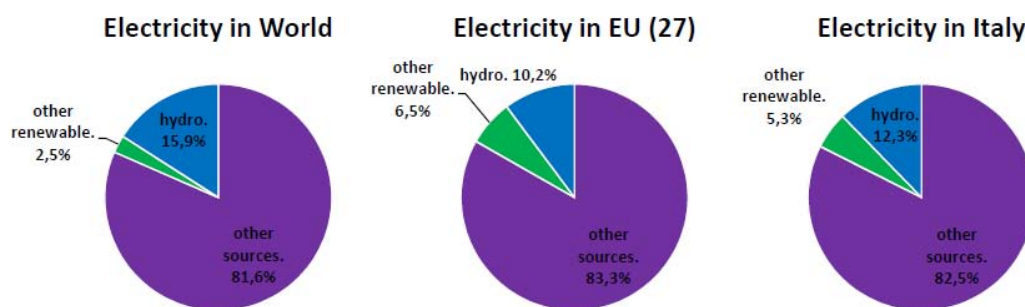
Figura 1: Mix di produzione 2007. Nel dettaglio il settore idroelettrico e le altre fonti rinnovabili sul totale della produzione elettrica (Source: IEA)

La composizione dell'energy mix, ossia della combinazione di fonti primarie destinate alla produzione di energia elettrica (fonti fossili, fonti rinnovabili, nucleare, importazioni ecc.), ha un effetto molto importante sulle emissioni di gas a effetto serra connesse al settore elettrico. Lo studio del ciclo di vita associato alla produzione di 1 kWh elettrico, ossia la valutazione degli impatti della filiera che parte dalla produzione mineraria dei combustibili e termina con la distribuzione dell'energia all'utente, evidenzia come le fonti rinnovabili siano caratterizzate da fattori di impatto ambientale decisamente inferiori: questo, principalmente, è dovuto al fatto che in pratica non vi sono emissioni di CO_2 dovute alla fase di combustione (eccetto per il settore delle biomasse dove, però, il bilancio può essere considerato neutro in quanto le emissioni di CO_2 sono della stessa quantità rispetto a quella fissata nella struttura biomassa stessa durante la crescita) ma rimangono gli impatti associati alla fase di realizzazione e manutenzione dell'impianto.

Risulta quindi evidente come, all'interno del mix energetico[5] di una nazione o di una data regione, l'utilizzo di fonti rinnovabili e fonti in cui non siano previste emissioni dirette di gas a effetto serra (come ad esempio la reazione nucleare) porti una riduzione degli impatti sul kWh elettrico medio generato.

A titolo di esempio, il grafico in Figura 2 mostra la diversità di energy mix esistente tra alcuni Paesi membri OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) e il mix energetico italiano. Partendo da queste informazioni di base e dalle analisi LCA delle varie filiere di produzione nei vari Paesi, è possibile associare impatti alle differenti tecnologie usate per la produzione energetica, così da stimare le emissioni di gas serra associate alla produzione di 1 kWh di energia elettrica, considerandone tutto il ciclo di vita.

Dai valori di GWP_{100} (Global Warming Potential) attribuito ad un orizzonte temporale di 100 anni) mostrati in Figura 3, si può ad esempio osservare come le emissioni di gas serra generate al kWh elettrico generato in Italia risultino circa sei volte superiori a quello del kWh generato in Svezia, dove le fonti fossili contribuiscono per meno del 5% al mix energetico.

---

[5] Il mix energetico consiste nell'insieme di fonti primarie utilizzate da uno stato in un determinato contesto: nella fattispecie per la produzione di energia elettrica.
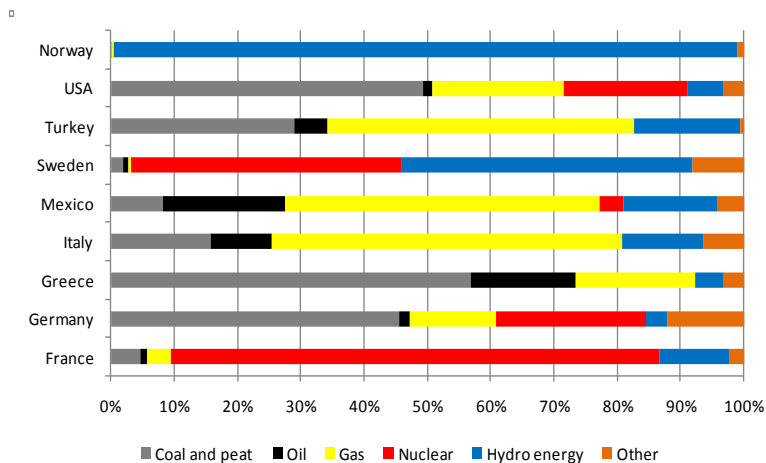
Figura 2: Mix di produzione 2008, importazioni escluse (Source: IEA)
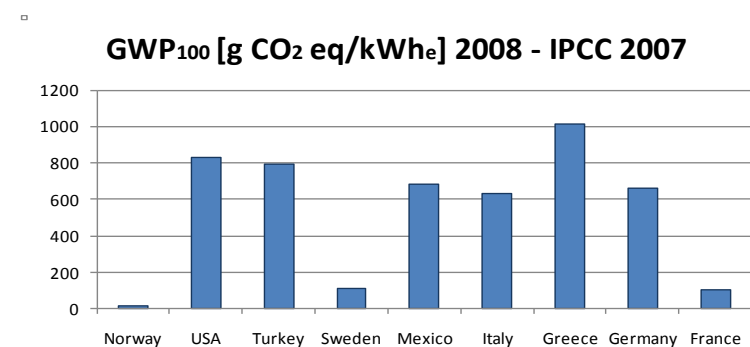
Figura 3: GWP_{100} riferito all'unità di energia (kWh) per country mix (IPCC: International Panel of Climate Change)

Parallelamente agli aspetti più squisitamente tecnici, il tema delle energie rinnovabili ha delle ricadute anche di natura strategica per le molte aziende che puntano alla riduzione degli impatti ambientali delle proprie filiere. Quando infatti il mix energetico nazionale è penalizzante in quanto caratterizzato da alte emissioni di energia, e l'autoproduzione di energia rinnovabile è tecnicamente ed economicamente impossibile, la liberalizzazione del mercato energetico ha consentito di aggiungere la possibilità di andare ad acquistare energia rinnovabile sul mercato. Sulla base di queste considerazioni, è più immediato comprendere come negli ultimi anni si stiano diffondendo le imprese produttive che procedono all'acquisto di energia rinnovabile certificata (ad esempio con i sistemi RECS) al fine di dimostrare il proprio impegno nella promozione delle "energie pulite" anche quantificando, in ottica di green marketing, i vantaggi ambientali associati ai propri prodotti.

RECS - Renewable Energy Certificate System

Il sistema RECS (acronimo di "Renewable Energy Certificate System") è uno strumento internazionale volontario per la commercializzazione di certificati che attestano la produzione di energia elettrica dalle fonti rinnovabili, così come definite dalla Direttiva Comunitaria 2001/77/CE.

Tra i meccanismi di incentivazione delle energie rinnovabili, il sistema RECS ricopre un ruolo da protagonista facendo in modo di sostenere la produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile da parte degli impianti che altrimenti non avrebbero le condizioni economiche per continuare a produrre energia a impatto ambientale ridotto. I RECS sono distinti dall'erogazione fisica dell'elettricità e la loro emissione consente la commercializzazione dei certificati stessi anche separatamente dall'energia elettrica cui fanno riferimento.

Il sistema RECS, nato senza troppo clamore nel 2001, al 2008 ha certificato quasi 90 TWh di energia elettrica da fonte rinnovabile (ogni certificato corrisponde all'erogazione di 1 MWh, una cifra che soddisferebbe l'intero fabbisogno elettrico annuo di un Paese industrializzato come l'Austria). Attualmente il sistema coinvolge oltre 200 membri tra produttori, traders e società di certificazione del settore elettrico presenti in ben 16 Paesi europei; nel grafico di Figura 4 è possibile avere un'idea dell'evoluzione del meccanismo RECS, con i principali Paesi di origine dell'energia.
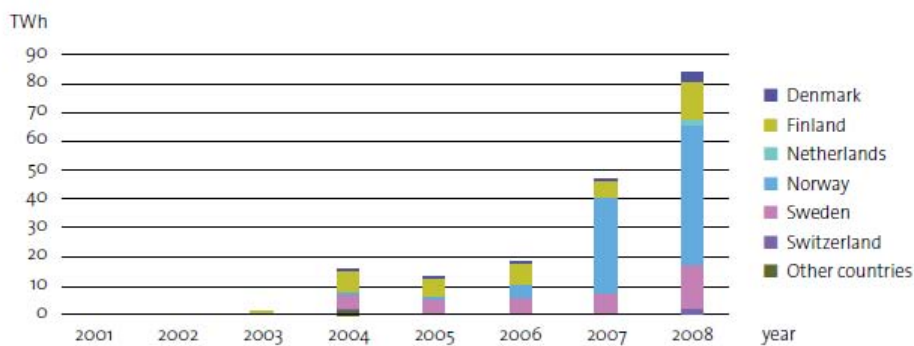
Figura 4 – Certificati RECS: volume di mercato e Paesi d'origine (fonte: 2008 annual report RECS International)

Barilla G.R. Fratelli S.p.A. per i prodotti Mulino Bianco

Un caso studio in cui il tema dell'energia rinnovabile è diventato centrale nelle strategie di una grande azienda italiana è sicuramente il caso di BARILLA, la quale, trovandosi in una situazione in cui l'autoproduzione di energia da fonte rinnovabile in situ risulta praticamente inapplicabile a causa del grande fabbisogno energetico, ha deciso, a partire dal 2009, di coprire i consumi relativi ai prodotti Mulino Bianco con energia elettrica certificata RECS, comunicando questa azione ed il conseguente beneficio ambientale generato.

Nel dettaglio, il programma ambientale messo in opera prevede l'acquisto di circa 92 GWh annui che servono alla copertura completa dei fabbisogni. La metodologia LCA (Life Cycle Assessment) è stata utilizzata prima per la stima degli impatti associabili alla produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile in Italia, e poi per la stima dei vantaggi ambientali complessivi associati a questa operazione. Tutti i risultati sono stati valorizzati e comunicati tramite un logo dedicato (Figura 5) e una pagina specifica del sito internet del brand Mulino Bianco[6].

---

[6] http://www.mulinobianco.it/mulino_responsabile

Figura 5 – Logo Mulino Bianco per le energie rinnovabili

La stima degli impatti ambientali associati alla produzione di 1 kWh di energia elettrica in Italia

Per la stima degli impatti ambientali associati all'utilizzo di 1 kWh in Italia si è partiti prendendo in considerazione il mix di fonti primarie utilizzate per la produzione di energia elettrica. Tali dati, che derivano dalle statistiche GSE 2008, riportano un utilizzo di fonti fossili per circa il 71,5% dell'energia elettrica immessa in rete, di energie rinnovabili per il 16,7% e di importazioni per l'11,8% circa.

È facile intuire che ogni fonte energetica segue percorsi diversi, più o meno impattanti, dall'estrazione della materia prima fino alla conversione e distribuzione dell'energia elettrica:

- Le fonti fossili vengono estratte dai giacimenti esistenti generalmente distanti dal suolo italiano (ad esempio il gas naturale dalle riserve in Russia, Algeria e Olanda). Successivamente vengono trasportate fino agli impianti di raffinazione e poi distribuiti alle centrali termoelettriche per la conversione in energia elettrica. Durante la fase di combustione avviene il maggior rilascio di emissioni a effetto serra;
- Il saldo estero avviene tramite l'importazione di energia dai Paesi confinanti e per questa ragione l'impatto ambientale dipende dai diversi mix di produzione. I principali Paesi da cui l'Italia importa energia sono Svizzera, Austria, Slovenia e soprattutto Francia, la cui produzione totale è soddisfatta per il 70-75% grazie a fonti nucleari;
- Le fonti di energia rinnovabile, come le tecnologie eoliche, fotovoltaiche, idroelettriche ecc. sono caratterizzate da notevoli spese durante la realizzazione dell'impianto, ma bassissimi costi (sia economici che "ambientali") di funzionamento. Le emissioni climalternati vengono rilasciate principalmente durante la costruzione dell'impianto e dei materiali che lo compongono;
- Fonti rinnovabili come biomasse e biogas vengono combuste e sono anch'esse responsabili di emissioni dirette, ma per queste fonti il bilancio può essere, in prima approssimazione, considerato neutro, valutando l'effetto positivo della vita biologica utile dei vegetali, in cui il carbonio viene fissato nella struttura vegetale stessa.

Conducendo delle analisi LCA sull'elettricità generata da diverse fonti primarie è possibile stilare una sorta di classifica delle emissioni di gas serra per kWh prodotto ed utilizzato.
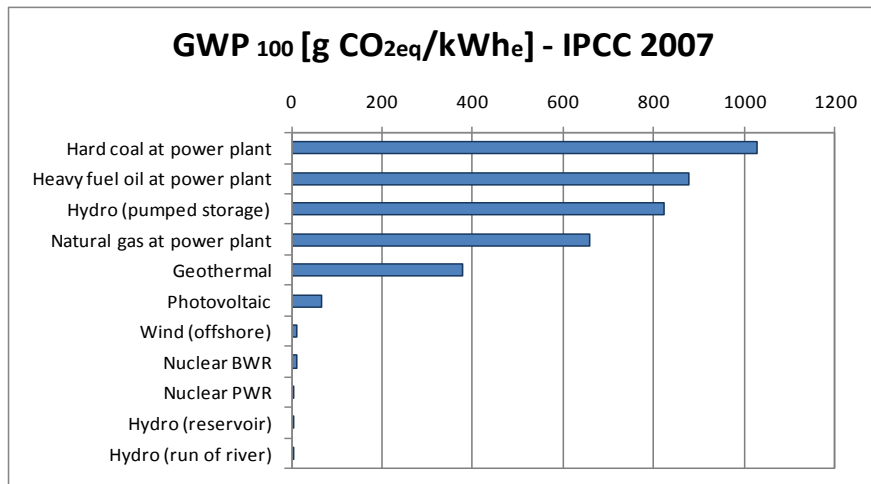
Figura 6: GWP_{100} riferito all'unità di energia (kWh) per fonte.
(IPCC: International Panel of Climate Change)

I risultati sono stati ottebuti elaborando informazioni reperite sulla banca dati Ecoinvent, dai bilanci IEA e dalle dichiarazioni ambientali di prodotto validate secondo lo schema internazionale EPD™.

Per quanto riguarda la valutazione LCA della produzione RECS, il calcolo è stato affrontato ipotizzando, in via cautelativa, che il mix di fonti rinnovabili acquistato sia quello tipico Italiano che prevede, oltre alla fonte idroelettrica per circa il 72%, anche una quota pari a circa il 9% da fonte geotermica. Poiché in realtà quest'ultima è caratterizzata da emissioni di CO_2 relativamente alte rispetto alle altre fonti rinnovabili (circa 380 g CO_2 eq/kWh)[7] si è calcolato che il kWh RECS acquistato da Barilla abbia un impatto pari a circa 42 g di CO_2 equivalente.

Per quantificare l'impatto associato all'unità di energia elettrica prodotta da fonte rinnovabile in Italia sono state usate queste percentuali e i valori di impatto presentati nelle EPD e nelle banche dati a disposizione.

Nella Tabella 1 si possono osservare queste elaborazioni: partendo dalle colonne di sinistra sono presentate le varie fonti rinnovabili (viene escluso il contributo solare fotovoltaico, ancora minore dell'1%), l'impatto associato per 1 kWh elettrico prodotto dalla fonte stessa, la percentuale sul mix rinnovabile italiano, il fattore di conversione per il calcolo dell'indicatore GWP_{100} finale e la fonte bibliografica. Con queste ipotesi è possibile stimare in 42 g CO_2eq l'impatto ambientale di 1 kWh certificato RECS.

[7] EPD S-P-00097, *Certified Environmental Product Declaration of Electricity from Enel's geothermal plant of Bagnore 3, S. Fiora, Grosseto, Italy*; www.environdec.com

Fonte rinnovabile	**GWP_{100}** [g CO_2eq/kWh]	**Mix** [%]	**GWP_{100} finale** [g CO_2eq/final kWh]	**Fonte**
Idroelettrico	6	72%	4,3	EPD
Vento	28	9%	2,4	EPD
Geotermico	380	9%	34,7	EPD
Rifiuti e biogas da discarica	0	5%	0[8]	-
Biomass (wood)	13	5%	0,6	Ecoinvent
TOTAL		**100%**	**~ 42**	

Tabella 1: Impatto in termini GWP_{100} di 1 kWh RECS
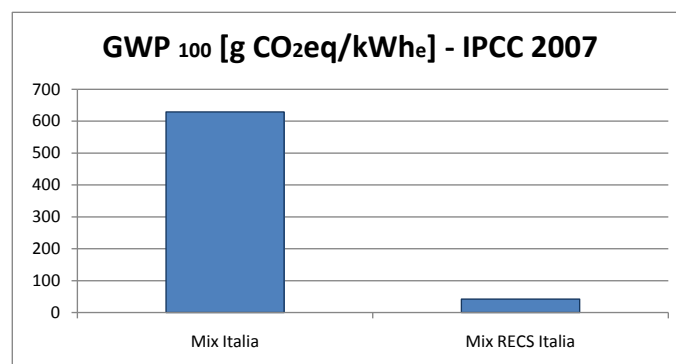
Figura 7: Mix energetici a confronto : GWP riferito a 1 kWh da mix energetico italiano e da mix rinnovabile RECS Italia

Dai dati riportati in Figura 7 è possibile effettuare alcune stime sui benefici ambientali derivati da questa scelta aziendale: su un consumo elettrico annuo stimato in 92 GWh circa, la riduzione delle emissioni di gas a effetto serra supera il 90%, equivalente a circa 54.000 t CO_2eq/anno.

Conclusioni

I risultati ottenuti da questa politica ambientale non sono certamente trascurabili e Barilla ha deciso di avviare una campagna informativa sulle azioni intraprese. Attraverso il sito internet http://www.mulinobianco.it/mulino_responsabile è possibile rendersi conto dell'importanza delle fonti rinnovabili, dell'efficienza energetica e della riduzione delle emissioni di gas a effetto serra, quantificate in semplici esempi per una più immediata comprensione:

- Risparmio di circa 10 GWh di energia elettrica rispetto all'anno 2004, tramite interventi di efficienza energetica. Equivale al consumo annuo medio di circa 3.000 famiglie italiane (consumo elettrico residenziale da bilanci IEA, numero di famiglie italiane da censimento 2001 ISTAT);
- Riduzione di circa 55.000 t CO_2eq/anno grazie al meccanismo di mercato RECS. Equivalgono alle emissioni dirette di un'autovettura media che percorre per

[8] *In questo caso, l'impatto è stato considerato nullo tenendo conto del fatto che la produzione di energia è considerabile un sottoprodotto di un altro processo*

10.000 volte il giro del mondo (auto media: emissioni circa 130 gCO_2/km; circonferenza equatore: circa 40.000 km);

- Risparmio di circa 1.700.000 m^3 di gas naturale rispetto all'anno 2004. Equivale all'energia primaria utilizzata per effettuare 5 milioni di docce calde (temperatura 45 °C, 6 litri/min per 12 minuti circa, utilizzo di boiler a gas);
- Fornitura di circa 100 GWh di energia elettrica acquistata con certificati RECS, quindi da fonte rinnovabile. Equivale all'energia utilizzata in un anno per la pubblica illuminazione di una città di circa un milione di abitanti (110 kWh/anno per abitante, città della Pianura Padana, fonte FIRE, Federazione Italiana per l'uso Razionale dell'Energia).

Bibliografia

AEEG, Autorità per l'Energia Elettrica e il Gas, <http://www.autorita.energia.it/>

Baldo Gian Luca, Marino Massimo, Rossi Stefano, 2008, 'Analisi del ciclo di vita LCA – Gli strumenti per la progettazione sostenibile di materiali, prodotti e processi'. Edizioni Ambiente.

Ecoinvent, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, <http://www.ecoinvent.ch/>

FIRE, Federazione Italiana uso Razionale dell'Energia, <http://www.fire-italia.it/>

GSE, Gestore dei Servizi Energetici, <http://www.gse.it/>

IEA, International Energy Agency, <http://www.iea.org/>

IEA Statistics 2009, 'Energy balances of OECD countries'.

IPCC, International Panel of Climate Change, <http://www.ipcc.ch/>

Mulino Responsabile, <http://www.mulinobianco.it/mulino_responsabile>

RECS International, '2008 Annual Report'.

The Boustead Model Version 5.0.

The International EPD System, <http://www.environdec.com/>

Riduzione degli impatti ambientali nella produzione di cemento Portland mediante utilizzo di Combustibile da Rifiuti (CDR)

Autori: (Giovanni Dotelli[1], Giacomo Cantarella[1], Luca Zampori[1])

[1]Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica “G. Natta”, Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano

e-mail: giovanni.dotelli@polimi.it

Sommario

Lo studio vuole mettere in luce i vantaggi ambientali derivati dall’uso di combustibile da rifiuti (CDR) in sostituzione parziale al tradizionale combustibile fossile nella produzione di clinker di cemento Portland. A questo scopo è stato analizzato il processo produttivo di un cemento portland di classe CEM II/A-LL 42,5R. Lo stabilimento utilizzato nello studio è sito nel nord Italia ed utilizza due diversi tipi di CDR. Lo strumento utilizzato per la quantificazione dei potenziali impatti ambientali è la Valutazione di Ciclo di Vita (o Life Cycle Analysis, LCA), secondo i criteri esposti nelle normative ISO 14040 e 14044.

Introduzione

La produzione mondiale di cemento ha fatto registrare una crescita costante fin dai primi anni cinquanta, con un aumento della produzione soprattutto nei paesi in via di sviluppo – in primo luogo in Asia. A titolo di esempio, da un rapporto CEMBUREAU (The European Cement Association con sede a Bruxelles) si evince che nel 2006 (CEMBUREAU, 2006) la produzione mondiale di cemento è cresciuta dell’8,3%, sfiorando i 2.460 milioni di tonnellate. I maggiori incrementi sono stati registrati in Asia (+12,2%), con particolare riferimento alla Cina (+19%), che raggiunge una quota del 47% della produzione globale. Ottimi anche i risultati dell’India (+10,2%), il secondo produttore al mondo di cemento, con 162 milioni di tonnellate. La produzione europea si è attestata a 322 milioni di tonnellate (305 milioni di tonnellate nel 2005), con crescite superiori alla media per la Spagna e la Turchia. Complessivamente la produzione dei paesi UE è valutata in 263 milioni di tonnellate (+5,4%).

Chiaramente la produzione dell’industria del cemento è in relazione diretta con l’andamento dell’edilizia e, quindi, rispecchia da vicino la situazione economica generale. L’ultimo quadrimestre del 2008 ha visto l’inizio della fase di recessione economica mondiale, che ha investito anche l’industria del cemento. Nel 2008 (CEMBUREAU, 2008) la produzione mondiale di cemento, valutata in 2.830 milioni di tonnellate, ha continuato a crescere, ma con un tasso di crescita notevolmente inferiore rispetto al 2007 (1,2%), facendo registrare un forte rallentamento rispetto agli anni precedenti (7,6% nel 2007).

Nonostante questa battuta d’arresto il cemento rimane tra i materiali più utilizzati e più diffusi sulla Terra e pertanto la sua industria rappresenta uno dei pilastri dell’economia dei paesi industrializzati.

Proprio per le grosse quantità di materiali in gioco le emissioni legate al processo di produzione del cemento sono decisamente rilevanti in rapporto alle emissioni totali di uno stato.

Tra tutti gli effetti potenzialmente negativi sull'ambiente, l'emissione di gas ad effetto serra (Global Warming) è sicuramente quello di gran lunga più rilevante nella produzione del cemento.

L'industria del cemento è causa di notevoli emissioni di CO_2, dovute a due contributi: emissioni dirette, dovute principalmente alla decomposizione del carbonato di calcio durante la produzione del clinker (circa 0,50 t di CO_2 per ogni t di clinker); emissioni indirette dovute all'energia usata nel processo di produzione, stimate in circa 0,21 t per t di cemento prodotto (Cantarella, 2009). Complessivamente, si stima che le emissioni specifiche di CO_2 per t di cemento siano poco meno di 0,70 t CO_2/t cem. Va detto anche che i manufatti cementizi funzionano da sequestratori di CO_2 durante la loro vita, attraverso il fenomeno della carbonatazione (Haselbach, 2009), sebbene una quantificazione di questo potenziale effetto benefico non sia facile.

Le possibili strategie di riduzione delle emissioni di gas a effetto serra messe in atto dall'industria del cemento sono molteplici: l'uso di materie prime di riciclo o di scarti di altri processi produttivi, la riduzione dei consumi energetici (attraverso interventi di miglioramento impiantistico), l'uso di combustibili alternativi, la sostituzione di parte del clinker con materiali crudi o meno pregiati (cementi misti).

L'industria del cemento attua già in misure diverse questi accorgimenti, tra cui l'uso di combustibile da rifiuti (CDR). In questo lavoro si è cercato di stimare se esistono degli effettivi vantaggi ambientali nell'uso di combustibile da rifiuti (CDR) in sostituzione parziale al tradizionale combustibile fossile. A questo scopo è stato analizzato il processo produttivo di un cemento portland di classe CEM II/A-LL 42,5R.

Metodi

Metodologia

Per l'analisi del ciclo di vita si è proceduto in accordo con le prescrizioni delle norme ISO 14040/14044 (2006). Nello studio attuale ci si è fermati all'uscita del prodotto sfuso o insaccato dallo stabilimento ("dalla culla al cancello"). L'elaborazione dei dati è stata effettuata con l'ausilio del software SimaPro 7.1© (System for Integrated Environmental Assessment of Products, www.pre.nl).

Fonte dei dati

I dati necessari allo studio sono stati rilevati in uno stabilimento situato nel nord Italia (Robilante) e di proprietà del gruppo Buzzi-Unicem. Lo stabilimento produce leganti idraulici mediante linee di cottura che utilizzano il processo detto a "via secca", processo caratterizzato dal fatto che le materie prime, macinate ed omogeneizzate, vengono introdotte nel forno di cottura allo stato di polvere secca. In parziale sostituzione del combustibile fossile vengono utilizzati combustibili alternativi quali CDR-P, CDR, farine animali, oli esausti e/o emulsionati. Uno schema dettagliato del processo produttivo è riportato in Fig. 1. I dati utilizzati si riferiscono all'anno 2008.

Definizione del sistema

Il sistema è coincidente con tutto quanto è connesso al processo produttivo del cemento. Nello studio vengono analizzati complessivamente tutti gli aspetti legati al processo trascurando le risorse umane e gli impatti legati alla costruzione e al fine vita di impianti, macchinari, mezzi di trasporto e manutenzioni.
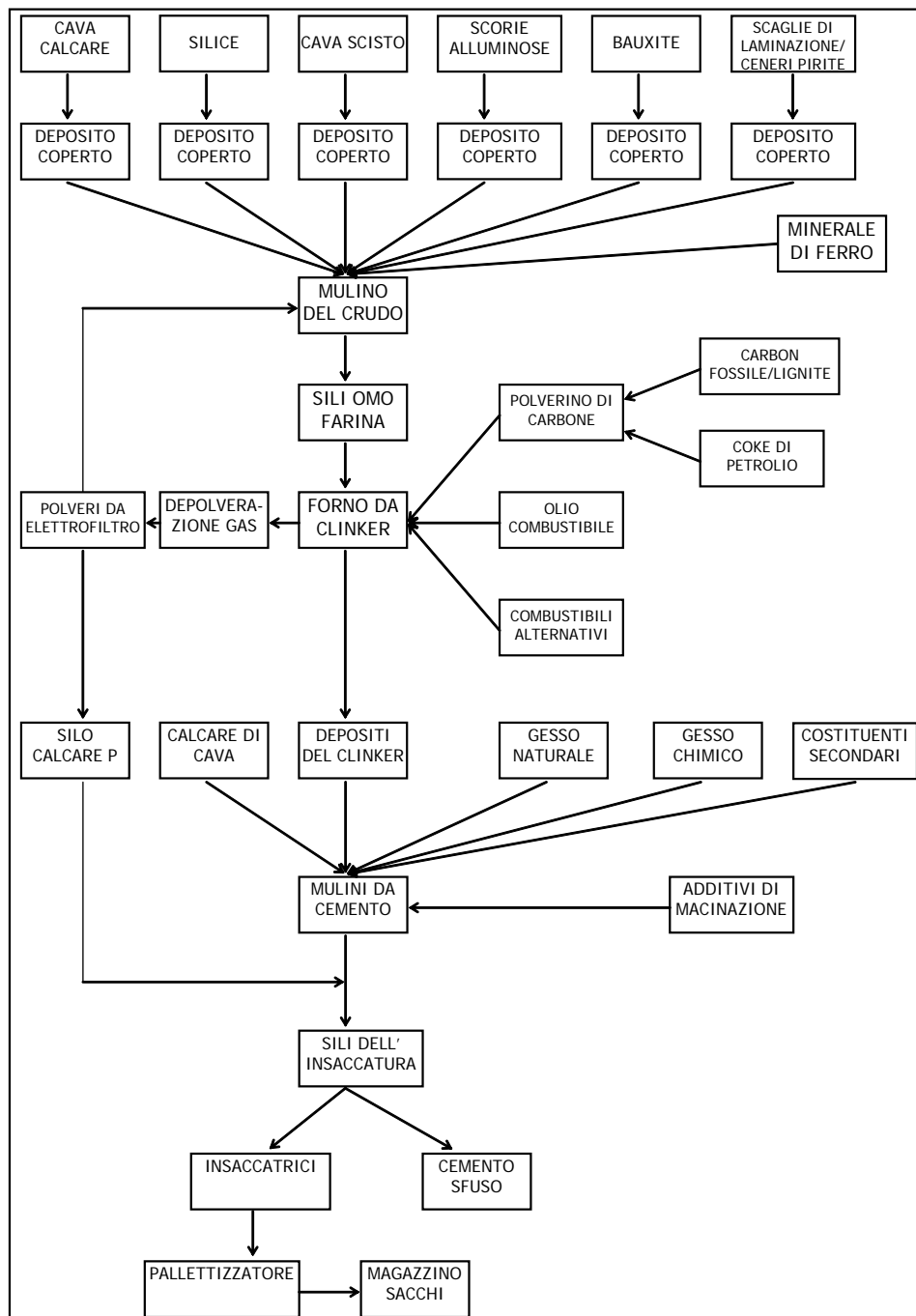
Figura 1 – Diagramma di flusso del processo produttivo nello stabilimento di Robilante

Nello studio, oltre all'intero impianto di Robilante, sono considerati gli stabilimenti di produzione del CDR e dei combustibili, le cave di materie prime e tutti i trasporti. Sono invece trascurati gli impatti ambientali derivanti dalla raccolta urbana dei rifiuti e dal loro pre-trattamento. Le farine animali sono considerate come una materia prima vergine; non viene considerata la "capital energy", ossia l'energia necessaria per la realizzazione delle infrastrutture e degli impianti coinvolti nel ciclo produttivo.

L'analisi è stata effettuata nei due diversi scenari di funzionamento dello stabilimento: forno alimentato con solo combustibile convenzionale (denominato "zero alternativi", ZA) e con alternativi in parziale sostituzione (denominato "standard", S).

Unità funzionale

Lo scopo principale dell'unità funzionale è quello di fornire un riferimento a cui legare i flussi in entrata e in uscita dal sistema. A questo proposito si è scelto di utilizzare tre differenti unità funzionali per poter "valorizzare" i principali output del sistema: 1 ton di clinker, 1 ton di cemento (Cem II/A-LL 42,5 R) sfuso, 40 sacchi di cemento (Cem II/A-LL 42,5 R) da 25 kg.

Analisi degli impatti

L'analisi degli impatti (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) è stata effettuata utilizzando principalmente due tipi di indicatori: GWP100 (IPCC 2007) e l'Eco-Indicator 99 (Eco-Indicator 99, 2001). L'indicatore GWP100 esprime il potenziale di riscaldamento globale (GWP) in termini di CO2-equivalente emessa (kg) utilizzando i fattori di equivalenza pubblicati dall' Intergovernmental Panel on Climate Change o IPCC (http://www.ipcc.ch/). Il metodo di valutazione dell'Eco Indicator 99 Egalitarian (EI99) considera 11 categorie di impatto e attraverso un processo di normalizzazione e pesatura assegna un punteggio di merito (ecopunto) suddiviso in tre macrocategorie di danno: salute umana, qualità dell'ecosistema, impoverimento delle risorse.

Combustibile da rifiuti (CDR)

Il Combustibile derivato Da Rifiuti (CDR), traduzione dell'acronimo inglese RDF (Refuse Derived Fuel), è un combustibile solido triturato secco ottenuto dal trattamento dei rifiuti solidi urbani. Nello stabilimento di Robilante sono impiegati due tipi di CDR provenienti da due diversi impianti di lavorazione dei rifiuti solidi urbani (RSU) situati nelle vicinanze: IDEA Granda ed Ecodeco (Villafalletto) che producono rispettivamente il CDR-Q (di qualità elevata) e il CDR normale, così classificati secondo la norma UNI 9903 (UNI-9903, 2004).

La produzione del CDR-P presso l'impianto di IDEA Granda

IDEA Granda (Integrazione Dell'Energia nell'Ambiente) è una società consortile pubblico-privata, partecipata da Pirelli Ambiente (49%) e da A.C.S.R. - Azienda Cuneese Smaltimento Rifiuti - (51%), operativa dalla fine del 2002 nella produzione del CDR-P, il combustibile di qualità dai rifiuti solidi urbani realizzato secondo la tecnologia di Pirelli Ambiente, conforme alla norma UNI 9903 per il CDR di Qualità.

La produzione del CDR-P avviene mediante il trattamento e la valorizzazione della Frazione Secca dei RSU, per mezzo di una sequenza di operazioni di selezione, triturazione, essiccazione e miscelazione con componenti ad elevato potere calorifico, quali plastiche non clorurate provenienti dagli scarti della raccolta differenziata e scarti di gomma/pneumatici fuori uso (PFU).

Il combustibile prodotto ad IDEA Granda [di seguito Ideagranda], caratterizzato da un elevato potere calorifico (PCI di ca. 5.000 kcal/kg) e da un contenuto di umidità inferiore al 10%, è utilizzato da oltre 5 anni nei bruciatori principali di due forni della cementeria di Robilante di proprietà della Buzzi-Unicem, in sostituzione dei combustibili fossili tradizionali.

La produzione del CDR presso l'impianto Ecodeco di Villafalletto

Il CDR in questione è prodotto con un processo, definito "Biocubi®" da Ecodeco SpA. Questo permette di utilizzare l'energia della componente "velocemente degradabile" dei rifiuti per eliminarne l'acqua, igienizzare termicamente e bio-essiccare le altre componenti, che possono essere così recuperate.

Nel processo Biocubi® la Frazione Residua della raccolta differenziata (che contiene ancora una quantità di componente velocemente degradabile) viene attaccata da una popolazione di microrganismi che si nutrono di questa componente più digeribile, producendo calore che si utilizza per mantenere una temperatura costante, prossima a 55 °C, tale da evaporare l'acqua contenuta nei rifiuti.

Il vapore d'acqua viene depurato mediante passaggio in un letto di materiale ligneo umido (Biofiltro), che assorbe e degrada le componenti volatili e maleodoranti, mediante una popolazione di microrganismi che si nutre delle stesse.

Il materiale ottenuto, che contiene le altre due componenti secche, inodori ed igienizzate è, pertanto, facilmente trasportabile e stoccabile.

Questo processo avviene in impianti moderni ed efficienti, a basso impatto ambientale, detti Stazioni di Trasferimento Intelligenti, ITS®, che permettono, con limitati costi di esercizio, utilizzando appunto l'energia della frazione putrescibile, di evaporare l'acqua ed igienizzare i rifiuti, riducendo la carica batterica di oltre 3 ordini di grandezza.

Nelle ITS® i rifiuti conferiti sono triturati e accumulati mediante un carroponte robotizzato, in un ambiente chiuso dove l'aria utilizzata per la respirazione dei microrganismi e per ricevere il vapore acqueo che si forma, viene aspirata dal fondo ed alimentata al biofiltro sul tetto. Dopo 12 giorni il materiale secco così ottenuto (detto Amabilis®) viene prelevato dallo stesso sistema robotizzato e destinato a lavorazioni successive in funzione dell'utilizzo previsto.

La procedura è quella di suddividere questo materiale in due frazioni: combustibile e metanigena, concentrando il più possibile il potere calorifico nella prima ottenendo così un prodotto con potere calorifico intorno alle 4.000 kcal/kg che viene poi ancora lavorato per Buzzi Unicem, con apposite macchine per migliorarne ulteriormente la qualità attraverso deferrizzazione, frantumazione ed arricchimento per raggiungere circa 4.500 kcal/kg.

Allo stabilimento di Villafalletto arrivano infatti rifiuti detti Assimilabili costituiti prevalentemente da scarti industriali di altre lavorazioni. Questi vengo triturati e additivati all'Amabilis® (il rifiuto biostabilizzato) per ottenere un CDR con qualità adeguate ad essere utilizzato nel bruciatore di precalcinazione della cementeria di Robilante.

La restante parte dell' Amabilis® viene invece conferita in una moderna discarica e va a formare la frazione Metanigena.

Risultati e discussione

I risultati principali del LCIA sono riportati in Tabella 1. L'utilizzo dei combustibili alternativi, in particolare il CDR, consente una sensibile riduzione del carico ambientale. Entrambi gli indicatori confermano questo risultato, seppure in misura diversa: EI99 attesta una riduzione degli impatti del 25% circa, mentre è solo dell'8% in termini di CO_2-eq. La differenza è dovuta alla maggiore completezza di EI99 che considera ben 11 categorie di impatto, fra cui anche i cambiamenti climatici. La produzione del clinker è lo stadio al quale sono connessi i maggiori impatti; nel cemento l'aggiunta di altri materiali a crudo, quali gesso e calcare, consente infatti una riduzione degli impatti complessivi.

Da notare che l'imballaggio del cemento in sacchi, essendo a base di cellulosa, fornisce un vantaggio in termini di CO_2.

Prodotto	Eco-Indicator 99 Ecopunti (Pt)		GWP 100 kg CO2 eq/ton	
	S	ZA	S	ZA
1 ton Clinker scuro	30.7	41.7	958	1040
1 ton Cem II/A-LL 42,5 R sfuso	28.0	37.6	856	929
40 sacchi da 25 kg [1 ton] di Cem II/A-LL 42,5 R sfuso	29.1	38.6	850	923

Tabella 1 - Analisi degli impatti ottenuti con i due indicatori dei tre prodotti nei due diversi scenari: standard (S) e zero alternativi (ZA)

Conclusioni

L'utilizzo di combustibili alternativi, soprattutto CDR, nel processo di produzione del clinker di cemento Portland consente una sensibile riduzione degli impatti ambientali complessivi, oltre a fornire un servizio alla società in termini di smaltimento di rifiuti solidi urbani.

Bibliografia

CEMBUREAU, Activity Report 2006, <www.cembureau.eu>

CEMBUREAU, Activity Report 2008, <www.cembureau.eu>

Cantarella, G, Tesi di Laurea Magistrale, AA 2008-2009, Politecnico di Milano.

Haselbach, L, 2009, J. Environ. Eng. 135, 465-472 (2009).

Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework, International Organization for Standardization (ISO 14040:2006);

UNI 9903, Combustibili solidi non minerali ricavati da rifiuti (RDF) – Specifiche e classificazione (2004).

The Eco-indicator 99, A damage oriented method for LCIA, Methodology report, third ed. (2001), <http://www.pre.nl/eco-indicator99/>.

Progettazione nel ciclo di vita degli elementi costruttivi: criteri di selezione e comportamento ambientale dei materiali da rivestimento

Antonio Basti[1]

[1] Dipartimento di Tecnologie per l'Ambiente Costruito, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, Viale Pindaro 42, 65127 Pescara
a.basti@unich.it

Sommario

Negli ultimi anni si è assistito alla moltiplicazione delle politiche internazionali e comunitarie indirizzate alla diffusione della sostenibilità ambientale nel settore delle costruzioni. In questo ambito la progettazione ecologica degli elementi tecnici assume particolare rilevanza specie se collocata all'interno degli obiettivi di sostenibilità fissati per il settore delle costruzioni. Le modalità di scelta dei materiali e delle tecniche costruttive, la loro affidabilità e durata in fase d'uso e la loro modalità di dismissione, tendono infatti ad influenzare le prestazioni ambientali dell'edificio nella sua vita utile. Un maggiore controllo di questi fattori attraverso criteri di eco-design (ISO/TR 14062, 2002), lifecycle service (ISO 15686-2, 2001) e life cycle assessment (ISO 14040, 1997) consentirebbe di migliorare le prestazioni ambientali di materiali e prodotti e di adeguarsi agli indirizzi comunitari sull'uso sostenibile delle risorse naturali (COM CE 670, 2005), sulla prevenzione e riciclo dei rifiuti (COM CE 301, 2003), sulla Produzione e consumo sostenibili (COM CE 10117, 2006). Lo studio che si intende presentare prende le mosse da questa consapevolezza per esporre un lavoro di ricerca basato sulla valutazione comparativa nel ciclo di vita di alcuni elementi tecnici, di cui analizza vari scenari di fine vita, per capirne e migliorarne l'impatto ambientale.

Introduzione

Il presente contributo sintetizza un lavoro di sperimentazione prodotto all'interno del Gruppo di lavoro italiano sulla "Identificazione dei criteri ambientali minimi per la scelta dei materiali da costruzione" coordinato dall'Unità ACS-PROT_INN dell'ENEA di Bologna nell'ambito delle attività del Comitato di Gestione del PAN-GPP (Piano d'Azione Nazionale per il Green Public Procurement), Direzione Generale Salvaguardia Ambientale del MATTM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare), volto a contestualizzare i criteri di GPP sviluppati a livello europeo (COM CE 400, 2008).

Nell'ambito delle attività del GdL è emersa l'esigenza di estendere le indagini conoscitive sul comportamento ambientale di materiali, prodotti ed elementi costruttivi alle fasi più significative del loro ciclo di vita (ISO/TS 21931-1, 2006), in modo da poter integrare le informazioni ambientali con indicatori relativi anche alle fasi di manutenzione e dismissione, poco documentate dagli attuali strumenti normativi (Berge, 2000; Lavagna, 2008) riferiti prevalentemente alle fasi di approvvigionamento e produzione (from cradle to gate).

Da questo punto di vista sarebbe possibile individuare il comportamento ambientale dei diversi elementi costruttivi basandosi sulle dichiarazioni o certificazioni ambientali dei singoli materiali e prodotti che li costituiscono. Prima fra tutte l'EPD (Environmental Product Declaration), già sviluppata per diverse categorie di prodotto, anche del settore edilizio (environdec, 2010).

È infatti possibile ipotizzare una tracciabilità dei singoli materiali e prodotti utilizzati nell'edificio ed una loro conseguente qualificazione. In questo primo caso anche il comportamento ambientale in fase di dismissione potrebbe facilmente essere individuato per singolo materiale o prodotto, assumendo a riferimento le indicazioni sul fine vita riportate dal produttore stesso nella EPD. Diversamente per i materiali poli-accoppiati o miscelati in opera, e più in generale gli elementi multimaterici difficilmente separabili a fine vita, i profili ambientali legati alla dimissione dovranno inevitabilmente essere associati a tutto l'elemento tecnico, o porzioni di esso.

Più in generale va però evidenziato che, mentre il compito di provvedere alla qualificazione ambientale in fase di produzione/costruzione risulta facilmente attribuibile all'impresa esecutrice, e suoi fornitori, la qualificazione ambientale in fase di dismissione risulta più difficilmente gestibile, sia per mancanza di strumenti di certificazione specifici sia per mancanza di un consolidato sistema di gestione ambientale delle opere di demolizione basato sulla separazione dei residui e il ritiro dei materiali recuperati da parte dei produttori (Fernandez, 2006). Eppure l'implementazione di un tale sistema rispetto al tradizionale conferimento a discarica produrrebbe significativi vantaggi ambientali, come peraltro sottolineato nel documento "Construction. Green Public Procurement, Product Sheet" (ICLEI, 2008) con riferimento alla responsabilizzazione del produttore rispetto al ritiro e riciclo degli scarti.

Il caso di studio: rivestimenti per esterno a base di intonaco

Alla luce delle precedenti considerazioni, il caso di studio presentato cerca di approfondire gli aspetti legati all'ottimizzazione del comportamento ambientale nel ciclo di vita degli elementi tecnici dell'edificio, attraverso l'analisi di una porzione di elemento costruttivo rappresentato da un intonaco da rivestimento per esterno. Ne approfondisce in particolare gli aspetti legati alla utilizzazione di differenti materiali e modalità realizzative al fine di poter individuare gli impatti ambientali più significativi e desumere da questi, in maniera induttiva, i possibili criteri ambientali minimi.

I materiali e le tecniche costruttive prese a riferimento sono quelle più correntemente utilizzate nella esecuzione di lavori pubblici e privati, sia per la nuova edificazione che per il recupero. Ci si riferisce agli intonaci a base di cemento ed agli intonaci a base di calce idrata, questi ultimi di recente rivalutati per le loro caratteristiche di traspirabilità. A questi si è ritenuto di affiancare un ulteriore materiale tradizionalmente utilizzato per la realizzazione degli intonaci, rappresentato dalla terra cruda con calce, materiale a bassa intensità energetica in corso di reintroduzione per la sua capacità di abbinare alle doti di traspirabilità della calce idrata ulteriori qualità ecologiche legate ai ridotti impatti ambientali durante tutto il suo ciclo di vita (Sabbadini, Torri, 2006; Basti, 2010).

Figura 1: fasi di realizzazione di intonaco esterno (supporto, rivestimento e finitura)

Per tutti e tre i materiali si è fatto riferimento alle specifiche tecniche dei produttori ed alle descrizioni sulle modalità esecutive contenute nei capitolati tecnici.

Confini del sistema indagato

Ai fini dello studio si è ritenuto di adottare un procedimento di valutazione dei comportamenti ambientali articolato su due livelli di approfondimento.

Il **primo livello** mira a comparare l'impatto ambientale prodotto dalla stessa porzione di elemento costruttivo, rappresentata da 1 mq di intonaco da rivestimento per esterno (unità funzionale), eseguita attraverso l'uso dei diversi materiali individuati. A tal fine si è ritenuto di prendere in considerazione le fasi del ciclo di vita più significative, rappresentate dall'approvvigionamento e produzione dei materiali di base, dal trasporto e miscelazione in cantiere, dal fine vita. Le fasi di posa in opera e di manutenzione sono state tralasciate in quanto da letteratura risultano poco impattanti (Neri, 2007). La durata dell'elemento tecnico è stata assunta coincidente con la durata dell'edificio (50 anni), e gli interventi di ripristino delle tinteggiature (ogni 15/20 anni) non sono compresi nei confini del sistema indagato. Riguardo al fine vita si è ritenuto di assumere una modalità di gestione dei residui da demolizione di tipo tradizionale, consistente nel conferimento degli stessi a discarica (IEA-ECBCS, 2004).

Il **secondo livello** di analisi mira ad individuare i possibili interventi di miglioramento del comportamento ambientale dei materiali analizzati. A tal fine concentra la propria attenzione sulla fase del fine vita, ipotizzando una diversa modalità di gestione dei residui da demolizione. L'ipotesi di conferimento a discarica è quindi posta a confronto con la possibilità di selezione dei materiali presso un apposito impianto di separazione, ai fini di un loro riuso come inerti da riempimento. L'analisi tralascia di considerare gli interventi di miglioramento dell'efficienza nell'uso delle risorse e nei processi produttivi (Bringezu, 2005) che, seppure significativi, risultano prevalentemente affidati all'iniziativa dei singoli produttori e in quanto tali esulano dalla capacità di controllo dell'Ente pubblico, se non come richiesta di qualificazione ambientale dei prodotti in fase di appalto, ad oggi non ancora attuata.

Metodologia e strumenti

Ai fini della simulazione dei comportamenti ambientali si è ritenuto di fare riferimento alla metodologia LCA (Life Cycle Assessment), in quanto strumento internazionalmente codificato (ISO 14040, 2006) e riconosciuto anche ai fini dello sviluppo di ulteriori strumenti di qualificazione ambientale di prodotto, quali ECOLABEL (Regolamento CE n. 66, 2010) ed EPD (ISO 14025, 2006; ISO 21930, 2007). Si è ritenuto in particolare di adottare un approccio di tipo selettivo e di utilizzare dati di inventario da letteratura o da banche dati accreditate e associate al software utilizzato (SIMAPRO, PRE' Consultant). Si infine ritenuto di sviluppare le valutazioni basandosi sul metodo ECO-INDICATOR 99 in quanto prevalentemente riferito al territorio europeo, stesso campo di indagine del programma di GPP. Proprio in considerazione della finalità prevalentemente pubblica dello studio, si è ritenuto opportuno fare riferimento al profilo socio-culturale "egualitario", corrispondente ad una soggetto particolarmente sensibile alle problematiche ambientali (Geodkop M., Spriensma R., 2000).

Analisi ed interpretazione dei risultati: LCA degli elementi tecnici

Con riferimento alla prima ipotesi (gestione dei residui da demolizione di tipo tradizionale, con conferimento a discarica), da una prima analisi dei comportamenti ambientali appare evidente come la soluzione costruttiva più impattante sia quella che utilizza l'intonaco a base di cemento, che produce un danno complessivo nel ciclo di vita superiore del 26% rispetto all'intonaco a base di calce idrata (0,23/0,18

eco-pt) e del 53% rispetto all'intonaco a base di terra cruda con calce (0,23/0,15 eco-pt). È interessante notare come il danno ambientale complessivamente causato dalla soluzione con intonaco a cemento ricada per circa la metà (46%) nella categoria HUMAN HEALTH, a causa delle emissioni di monossido di azoto, polveri sottili e anidride carbonica generate durante le fasi di approvvigionamento e produzione (66% del totale di categoria), e per un ulteriore 42% nella categoria RESOURCES, a causa del petrolio (68%), carbone e gas naturale (26%) consumati durante i processi produttivi (77% del totale di categoria). La soluzione a base di calce idrata, nonostante abbia un impatto complessivo inferiore, manifesta un maggior consumo di risorse (+10%), causato anche in questo caso dai processi produttivi. Meno significativi gli impatti relativi alla categoria ECOSISTEM QUALITY, prevalentemente generati dalle attività di trasformazione industriale dei siti estrattivi. Anche in questo caso prevale l'impatto generato dall'intonaco a cemento che incide per oltre 3 volte rispetto all'intonaco di terra e calce e per oltre quattro volte rispetto all'intonaco di calce idrata.
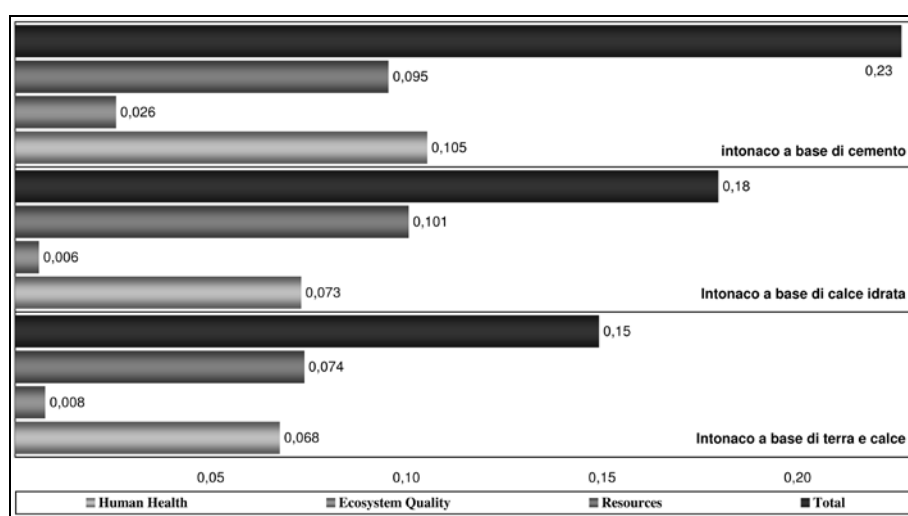
Figura 2: Valutazione ambientale di una porzione di intonaco esterno realizzata con differenti materiali. Scenario di fine vita con discarica (Elaborazioni Basti A., Milano P.)

Analisi ed interpretazione dei risultati: LCA delle strategie di dismissione dei materiali

Come già accennato, la modellizzazione della fase di dismissione dei materiali è stata sviluppata sulla base di due distinte ipotesi di gestione dei residui da demolizione a fine vita, alternative tra loro:

- demolizione non selettiva con conseguente conferimento a discarica dei residui;
- demolizione selettiva con trasporto dei residui a sito di separazione e stoccaggio, per un loro successivo riuso come nuovo materiale inerte.

Nel **primo caso** l'analisi d'inventario è stata sviluppata facendo direttamente riferimento ad un processo di smaltimento da banca dati (ecoinvent). Il processo include le emissioni in aria prodotte nel corso delle attività di demolizione e movimentazione del materiale, il trasporto dei residui e il loro deposito presso la discarica di materiale inerte. Quest'ultimo, in particolare, tiene conto dell'incidenza delle infrastrutture utilizzate per la costruzione, funzionamento e riqualificazione

ambientale della discarica, e degli oneri relativi al funzionamento della discarica stessa, rappresentati dall'occupazione del suolo e dai consumi energetici. Dall'analisi emerge che il danno ambientale complessivamente causato dalle attività di demolizione e conferimento a discarica dei residui, è attribuibile per circa il 38% all'emissione di polveri sottili (particolati) generate dalle attività di demolizione, e per il 44% dall'impatto prodotto dal conferimento a discarica. Detta attività incide prevalentemente sulla conservazione della salute umana (emissioni di monossido di azoto, polveri sottili e anidride carbonica in aria; ioni di cadmio e di arsenico in acqua), e sul consumo di risorse (petrolio 88%, gas naturale e carbone).
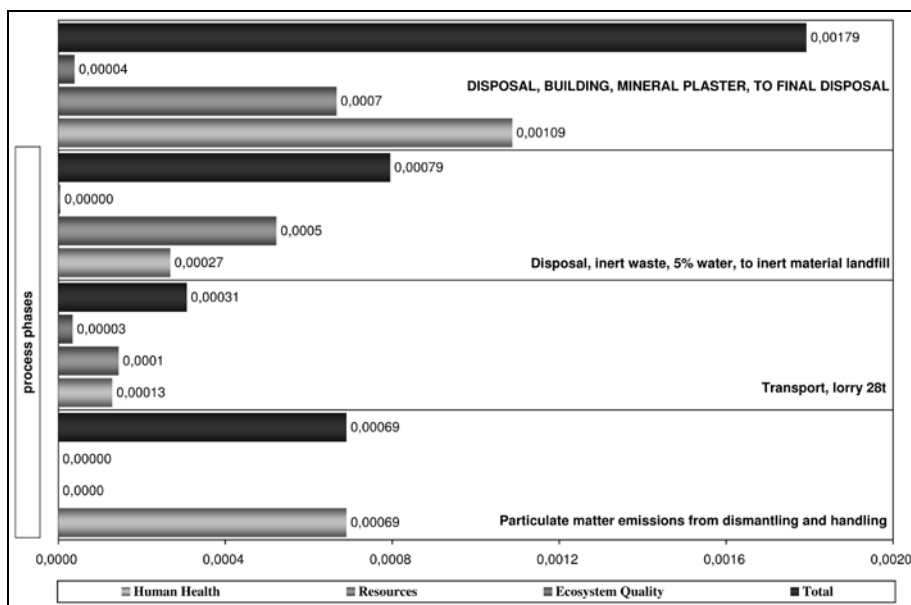
Figura 3: Valutazione ambientale del processo di dismissione dell'intonaco (unità funzionale: 1kg). Scenario di fine vita con discarica (Elaborazioni Basti A., Milano P.)

Nel **secondo caso** l'analisi d'inventario è stata sviluppata attraverso la messa a punto di un processo di smaltimento "ad hoc". La scelta è stata dettata dalla volontà di far emergere i vantaggi ambientali conseguenti alla strategia di fine vita prescelta, con particolare riferimento alle seguenti categorie di intervento:

- Il recupero degli inerti, con conseguente eliminazione della necessità di estrazione di materiale vergine (prodotto evitato);
- L'eliminazione del conferimento a discarica dei residui da demolizione (processo evitato).

Tale processo di smaltimento è stato strutturato sulla base del processo di banca dati "Disposal, building, brick, to recycling" (ecoinvent), comprendente gli assorbimenti energetici relativi alle attività di demolizione e le emissioni di polveri sottili correlate. Lo stesso è stato poi integrato con i consumi energetici relativi al trasporto degli inerti dal cantiere al sito di stoccaggio, considerato coincidente con l'impianto di separazione già citato (organizzazione tipica della realtà locale indagata), e con i processi evitati relativi appunto al recupero degli inerti ed alla discarica evitata. Quest'ultimo processo è stato a sua volta tratto da banca dati, e considerato corrispondente a quello utilizzato nella prima ipotesi (vedi Figura 3).

Dall'analisi degli esiti ambientali emerge un vantaggio dovuto ai processi evitati, capace di compensare buona parte degli impatti generati, comunque presenti (vedi Figura 4). In particolare il recupero degli inerti (depositati nell'impianto di separazione in attesa di riutilizzo) incide per circa il 15% sul totale delle attività di demolizione e trasporto dei residui (0,00018/0,00102 eco-pt) mentre la conseguente eliminazione delle attività di discarica (compreso il consumo di suolo) incide per circa il 77% (0,00079 /0,00102 eco-pt).
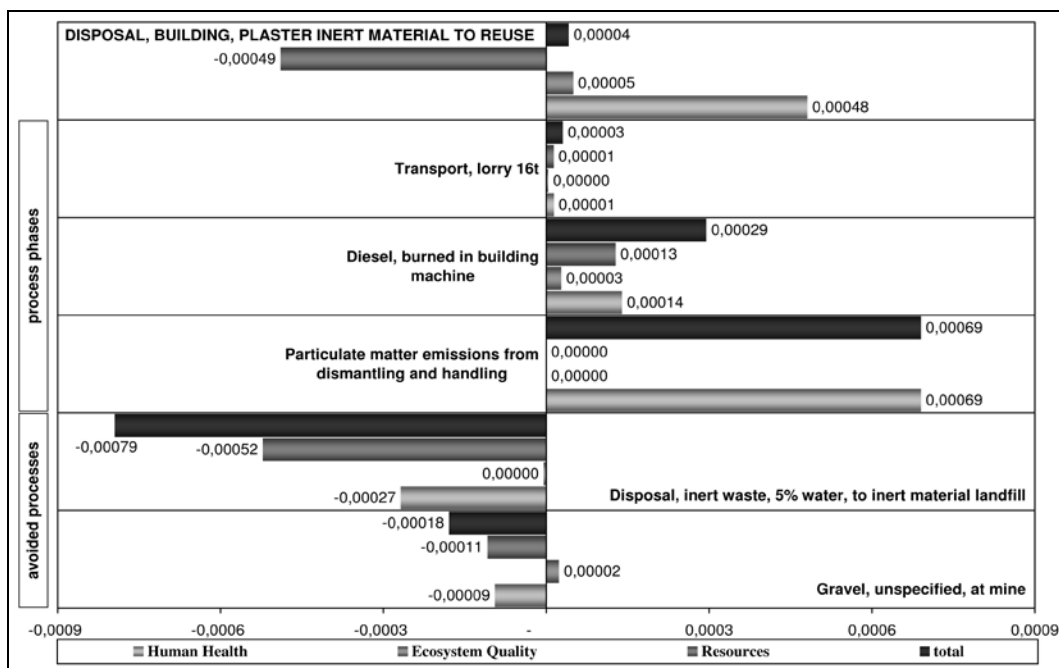
Figura 4: Valutazione ambientale del processo di dismissione dell'intonaco (unità funzionale: 1kg). Scenario di fine vita con riuso (Elaborazioni Basti A., Milano P.)

L'applicazione al caso di studio di tale seconda strategia di gestione dei residui da demolizione, manifesta una potenziale riduzione dell'impatto ambientale complessivamente generato che oscillerebbe dal 26% dell''intonaco a cemento, al 28% dell'intonaco a base di calce idrata, sino al 40% dell''intonaco a base di terra cruda con calce, anche grazie alla minor quantità di polveri sottili prodotte da questo specifico materiale in fase di demolizione (vedi figure 2 e 5).

I guadagni ambientali più significativi si realizzerebbero in particolare nella categoria RESOURCES che, grazie al recupero e riuso degli inerti, vedrebbe ridurre l'entità dei propri impatti in proporzioni variabili dal 30% dell'intonaco a base di calce al 51% dell'intonaco a base di terra cruda con calce. Ulteriori e significativi guadagni si realizzerebbero nella categoria HUMAN HEALTH, grazie all'eliminazione delle emissioni in aria associate alle attività di discarica. In questo caso i valori oscillerebbero fra il 19% dell'intonaco a cemento e il 34% dell'intonaco a base di terra cruda con calce.

Un tale esito, se abbinato alla scelta del materiale da costruzione più ecologico come l'intonaco a base di terra cruda con calce dell'esempio qui descritto, potrebbe condurre ad una riduzione complessiva degli impatti ambientali di circa il 61% (vedi figure 2 e 5).
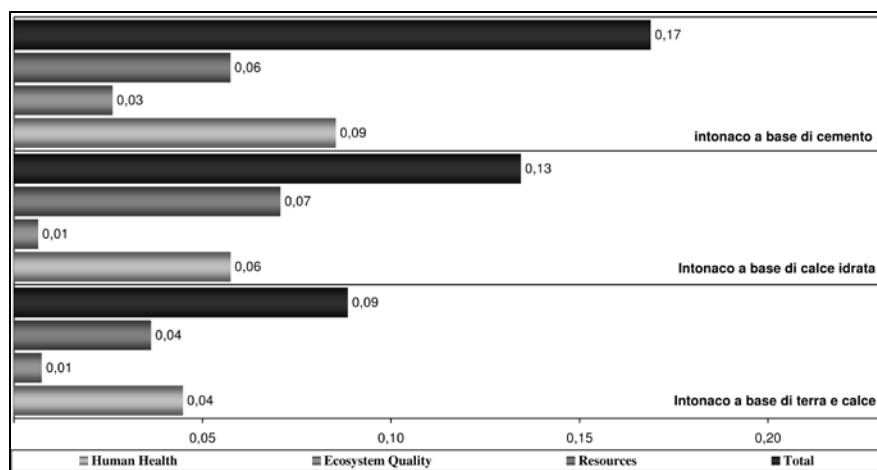
Figura 5: Valutazione ambientale di una porzione di intonaco esterno realizzata con differenti materiali. Scenario di fine vita con riuso dei materiali recuperati (Elaborazioni Basti A., Milano P.)

Conclusioni

Le considerazioni sopra esposte, sembrano confermare quanto evidenziato riguardo alla significativa incidenza delle modalità di gestione dei residui da demolizione, rispetto all'impatto complessivo potenzialmente generato dai singoli elementi tecnici dell'edificio.

Sembra quindi possibile affermare che l'introduzione di alcune semplici regole orientate alla demolizione selettiva ed al riuso dei materiali, potrebbe condurre ad una interessante riduzione degli impatti stessi. Un tale criterio, se utilizzato congiuntamente alla scelta del materiale meno impattante, potrebbe condurre ad una riduzione degli impatti ambientali ancor maggiore, come evidenziato dal caso di studio proposto. Questo pur nella consapevolezza dei diversi fattori di incertezza che condizionano qualsiasi studio di LCA.

Quest'ultima considerazione suggerisce quindi l'opportunità di introdurre fra i criteri ambientali per i GPP, oltre al possesso delle già ricordate EPD utili alla scelta di materiali e prodotti meno impattanti, anche condizioni più restrittive rispetto alle modalità di realizzazione degli elementi costruttivi orientate a facilitare la separazione dei materiali, la loro selezione e riuso a fine vita. Criterio da abbinarsi ad un'efficace azione di sostegno alla diffusione di una corrispondente rete di attività imprenditoriali legate alla demolizione selettiva, alla separazione, frantumazione e trattamento dei residui da indirizzare al riuso o, in caso contrario, quantomeno al riciclo.

Riferimenti bibliografici

Basti A., 2010, The environmental behaviour of an raw earth building, in Briccoli Bati S., Forlani M.C., Germanà M.L., Mecca S., editors, Terra/Terre – The future of an ancient technology, ETS Edizioni, Pisa (IT)

Berge J., 2000, The ecology of building materials, Elsevier Science Ltd, Oxford (UK)

Bringezu S. et al., 2005, Policy reviev on Decoupling: Development of indicators to assess decoupling of economic development and environmental pressure in the EU-25 and AC-3 countries, European Community

Com CE (2008)400, Comunicazione della Commissione Europea, Appalti pubblici per un ambiente migliore, Bruxelles, 16.7.2008

Fernandez J., 2006, Material Architecture, emergent materials for innovative buildings and ecological construction, Elsevier Architectural press, Oxford(UK)

Geodkop M., Spriensma R., 2000, The Eco-indicator 99: A damage-oriented method for life cycle assessment, Prè Consultant, Amersfoort (NL)

http://www.environdec.com

ICLEI, 2008, Construction Green Public procurement (GPP) Product Sheet, http://ec.europa.eu/environment/gpp/pdf/toolkit/construction_GPP_product_sheet.pdf

IEA-ECBCS (International Energy Agency-Energy Conservation in Buildings and Community), 2004, Annex 31. Energy-Related Environmental Impact of Buildings, CMHC (Canada Mortgage and Housing Corporation) Editor, Canada

ISO 14025, 2006, Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures

ISO 14040, 2006, Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework

ISO 21930, 2007, Sustainability in building construction - Environmental declaration of building products

ISO/TS 21931-1, 2006, Sustainability in building construction - Framework for methods of assessment for environmental performance of construction works - Part 1: Buildings

Lavagna M., 2008, Lyfe Cycle Assessment in edilizia, Ulrico Hoepli Editore, Milano (IT)

Neri P., 2007, a cura di, La valutazione ambientale LCA a supporto della progettazione eco-sostenibile degli edifici. Procedure, strumenti e casi applicativi, ALINEA Editrice, Firenze (IT)

Regolamento (CE) n. 66, 2010, Ecolabel. Regolamento del Parlamento europeo e del Consiglio del 25 novembre 2009 relativo al marchio di qualità ecologica dell'Unione europea (Ecolabel UE) - pubblicato sulla GUUE L 27 del 30-1-10

Sabbadini S., Torri A., 2006, Studi di termointonaci a base di argilla, “Il progetto sostenibile” n° 12, ottobre-dicembre 2006

La gestione dei rifiuti urbani in provincia di Modena: analisi dei sistemi di raccolta e del recupero delle frazioni differenziate

Linda Benatti[1], Anna Guidetti[1], e Francesca Lugli[1]

[1]Provincia di Modena, Viale Barozzi, 340 - Modena
Email per informazioni: benatti.l@provincia.modena.it;
osservatorio.rifiuti@provincia.modena.it

Sommario

Il tema della gestione dei rifiuti urbani è stato analizzato all'interno di una tesi, elaborata durante un percorso di stage svolto presso la Provincia di Modena, al fine di approfondire l'organizzazione dei sistemi di raccolta e definire l'effettiva percentuale di recupero delle frazioni differenziate attraverso l'impostazione della metodologia LCA (Life Cycle Assessment). Lo scopo principale trattato nella tesi è stato l'implementazione di metodologie di analisi dei dati di gestione dei rifiuti urbani prodotti nel territorio modenese, finalizzate a costruire un elemento di supporto scientifico per lo svolgimento delle usuali attività di competenza all'Amministrazione provinciale in materia di pianificazione rifiuti, e la creazione di elementi di base per la redazione dell'aggiornamento del Piano Provinciale di Gestione dei Rifiuti (PPGR).

Introduzione

La tesi "La gestione dei rifiuti urbani in provincia di Modena: analisi dei sistemi di raccolta e del recupero delle frazioni differenziate" è stata elaborata durante un percorso di stage di laurea specialistica in Ingegneria per la sostenibilità dell'ambiente (Università di Modena e Reggio Emilia) svolto, per circa 6 mesi, presso l'ufficio Pianificazione Rifiuti del servizio Pianificazione ambientale della Provincia di Modena.

Partendo dall'analisi della gestione dei rifiuti urbani in provincia di Modena, attraverso l'utilizzo dei dati relativi alla produzione dei rifiuti e alla raccolta differenziata del 2007, pubblicati periodicamente dall'Osservatorio Provinciale dei Rifiuti, e degli strumenti che sono alla base della pianificazione del sistema di gestione dei rifiuti, lo studio è stato articolato in due parti.
Nella prima parte è stata posta l'attenzione sull'evoluzione dei sistemi di raccolta nella provincia di Modena per monitorare lo stato di attuazione del PPGR (Piano Provinciale di Gestione dei Rifiuti). Analizzando criticamente i dati e confrontando quelli relativi a diverse annualità è stato possibile evidenziare i risultati raggiunti, soprattutto in termini di raccolta differenziata, e studiarli in relazione alle scelte e agli interventi messi in atto dai gestori del servizio rifiuti e dagli enti locali negli ultimi anni.

Nella seconda parte è stata impostata macroscopicamente un'analisi LCA applicata ai rifiuti urbani raccolti in maniera differenziata nella provincia di Modena nel 2007, per definire le percentuali di effettivo recupero delle principali frazioni a valle della raccolta: carta, plastica, frazione organica e RAEE (Rifiuti da Apparecchiature Eletttriche ed Elettroniche). Per realizzare questa fase sono stati contattati i principali impianti di destinazione dei rifiuti raccolti in maniera differenziata ed è stato impostato un bilancio di massa tra le entrate e le uscite elaborando i dati forniti dalle aziende. Nello studio ci si è limitati a sviluppare solo alcune parti della metodologia LCA (scopo ed obiettivi, analisi dell'inventario, interpretazione dei risultati e confronto con i dati di letteratura) per ottenere la percentuale di effettivo

recupero e raccogliere tutte le informazioni necessarie per completare in un secondo momento l'analisi di impatto ambientale.

Lo scopo principale è stato quello di ottenere risultati che potranno essere utilizzati per le future scelte di pianificazione e per gli studi necessari all'impostazione del nuovo Piano Provinciale di Gestione dei Rifiuti: analizzare metodologie di ottimizzazione dei sistemi di raccolta per incrementare i quantitativi differenziati ma soprattutto calcolare su dati reali le percentuali di effettivo recupero del materiale raccolto in linea con le disposizioni della nuova direttiva comunitaria sui rifiuti (Dir. 2008/98/CE).

Per la realizzazione di questo studio sono state utilizzate diverse tipologie di dati. Innanzitutto è stata utilizzata la 15° Relazione Annuale (Produzione, raccolta differenziata e Gestione dei Rifiuti in provincia di Modena – Anno 2007) redatta dalla Provincia di Modena allo scopo di rendicontare i dati e valutare i risultati raggiunti nella gestione dei rifiuti in ambito provinciale nel 2007. Per ricostruire il percorso dei rifiuti dopo la raccolta differenziata, sono stati contattati i principali impianti di destinazione delle frazioni raccolte e, quando possibile, gli impianti cui viene inviato il materiale a valle delle prime fasi di selezione. Questi impianti hanno fornito i dati quantitativi dei materiali in ingresso e in uscita, suddividendoli tra materiali provenienti dal territorio provinciale e quelli extra-provinciali, e hanno indicato gli eventuali impianti di destinazione dopo la prima fase di selezione e/o lavorazione. Infine per definire la metodologia da utilizzare nell'elaborazione dei dati ed avere dei valori di confronto sono stati consultati altri studi.

Evoluzione dei sistemi di raccolta

Nell'analisi dell'evoluzione dei sistemi di raccolta è stato fatto un approfondimento dei dati relativi alla gestione dell'anno 2007 (gli ultimi dati disponibili su base annuale) per determinare l'insieme di interventi e scelte realizzate in attuazione del PPGR, al fine di relazionarli ai risultati raggiunti, soprattutto in termini di raccolta differenziata.

Lo studio è stato sviluppato considerando i quantitativi di raccolta differenziata (in termini totali, pro-capite e percentuale) per i diversi ambiti territoriali e gestionali in cui può essere suddiviso il territorio provinciale. Analizzando criticamente i dati e confrontando quelli relativi a diverse annualità, è stato possibile evidenziare i risultati raggiunti e studiarli in relazione alle scelte e agli interventi messi in atto dai gestori del servizio rifiuti e dagli enti locali negli ultimi anni. Successivamente si è passati ad un'analisi più specifica per i comuni nei quali sono stati registrati i cambiamenti più significativi, studiando gli andamenti della raccolta differenziata e della raccolta di alcune frazioni e l'evoluzione delle metodologie di raccolta differenziata e di alcune frazioni, dal 2001 al 2007.

Da questa analisi è emerso come in alcune realtà sia stato registrato un importante aumento delle percentuali di raccolta differenziata proprio in seguito agli interventi realizzati: potenziamento delle isole di base, realizzazione/adeguamento SEA e introduzione del porta a porta; mentre in altre realtà non siano ancora stati raggiunti gli obiettivi fissati e applicate le indicazioni del PPGR. Per questi comuni è stato valutato che fosse opportuno procedere con un'analisi di dettaglio dello stato di fatto, per individuare gli interventi necessari all'ottimizzazione dei sistemi di raccolta in relazione agli strumenti di pianificazione. In collaborazione con il Gestore del Servizio Rifiuti è stata impostata una metodologia che ha consentito di definire questi interventi e contestualmente stimarne gli effetti attesi in termini di raccolta differenziata ed in termini economici.

Il punto di partenza per questo tipo di progetto deve essere necessariamente la conoscenza degli strumenti di pianificazione territoriale, che delineano le strategie

generali e gli obiettivi di recupero, e dei dati disponibili per la realtà che si vuole analizzare, in termini di raccolta differenziata, produzione dei rifiuti e frazioni raccolte. Partendo da questi elementi bisogna ricostruire il sistema di gestione attuale e strutturare un piano di condivisione tra i soggetti pubblici e privati coinvolti, affinchè la pianificazione territoriale non trovi difficoltà di applicazione nella futura fase attuativa. Nella fase di progettazione del sistema di raccolta bisogna considerare diverse variabili di carattere generale (andamenti demografici, parametri socio-economici, aspetti urbanistici e geografici), e specifiche per lo scenario che si sta analizzando (stato impiantistico attuale e previsto, organizzazione della raccolta, caratterizzazione qualitativa e quantitativa dei rifiuti). Un ruolo importante all'interno dei sistemi di raccolta è svolto delle stazioni ecologiche attrezzate, in quanto permettono di conferire tipologie di rifiuto di produzione occasionale o non compatibili con la raccolta stradale, ridurre la quantità e la pericolosità dei rifiuti urbani destinati a smaltimento, migliorare qualitativamente e quantitativamente la raccolta delle frazioni merceologiche riciclabili. Durante la fase di progettazione per garantire l'efficacia del servizio bisogna considerare anche altri aspetti, per esempio la comodità nel conferimento per gli utenti e il rispetto del principio di prossimità dei contenitori. La fase successiva alla progettazione necessita di un'opportuna fase di monitoraggio rivolto in particolare alla rilevazione di specifici parametri, come il grado di riempimento dei cassonetti e il grado di esposizione per singola frazione merceologica, la qualità del materiale conferito e la corretta frequenza di raccolta dei rifiuti. La fase di monitoraggio è importante sia per gli operatori del servizio per capire i punti di forza e di debolezza del nuovo sistema implementato sia per gli utenti su eventuali problemi e difficoltà. Per questi motivi è importante prevedere e affiancare al nuovo sistema un piano di comunicazione, come strumento di informazione e responsabilizzazione per i cittadini.

Impostazione dell'analisi LCA per definire le percentuali di effettivo recupero delle frazioni differenziate

Una volta analizzata l'evoluzione dei sistemi di raccolta della provincia di Modena, nella seconda parte della tesi lo scopo è stato quello di studiare le filiere del recupero per capire quali fossero gli effettivi limiti del riciclo delle frazioni differenziate attraverso l'impostazione, a livello macroscopico, della metodologia LCA (Life Cycle Assessment).

In particolare sono state analizzate le filiere di quattro tipologie di rifuto:

- carta e plastica che rivestono particolare interesse in quanto storicamente raccolte nel territorio modenese;
- fazione organica che rappresenta una delle raccolte più importanti anche allo scopo di applicare le direttive comunitarie in relazione alla riduzione dei rifiuti urbani biodegradabili da avviare in discarica;
- Rifiuti da Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche (RAEE) che rappresentano una novità normativa e una tipologia di rifiuto dalla quale è possibile recuperare diversi materiali.

La metodologia LCA considera tutte le fasi di vita di un prodotto o di un processo produttivo: dall'estrazione delle materie prime necessarie alla sua creazione fino ad arrivare al momento in cui tutti i materiali ritornano a terra. È una tecnica sviluppata originariamente per valutare gli impatti ambientali dei prodotti e dei processi produttivi. Negli ultimi anni è stata applicata anche a tutte le attività che comportano interazione con l'ambiente, tra cui anche alle attività connesse alla gestione dei rifiuti e come strumento di supporto nella pianificazione strategica di

sistemi di gestione integrata dei rifiuti. La gestione dei rifiuti può essere considerata come un sistema autonomo, dove gli input sono costituiti dai rifiuti delle attività umane e produttive e gli output sono le emissioni finali nell'ambiente (solide, liquide, gassose) e i nuovi prodotti utili (materiali riciclati, energia, compost) (Rigamonti, 2008). La LCA è un'analisi complessa e necessita di una quantità di tempo e di dati tali da non renderla sempre fattibile. Per tali motivi in questo studio ci si è limitati a sviluppare solo alcune parti di un ciclo di vita per ottenere la percentuale di effettivo recupero dei materiali da raccolta differenziata e sono state fornite delle indicazioni su come sviluppare in futuro l'analisi di impatto ambientale.

Scopi ed obiettivi

Nell'ambito di uno studio LCA l'unità funzionale e l'estensione dei confini del sistema sono elementi importanti: il primo come misura di riferimento e utile a quantificare tutti i flussi in entrata ed in uscita dai confini del sistema assunti; il secondo come elemento fondamentale e delicato, in quanto le ipotesi sulla definizione di tali confini influenzano pesantemente i risultati finali (Rigamonti, 2008). In particolare, in questo studio è stata considerata come unità funzionale la tonnellata di rifiuto in ingresso e in uscita dagli impianti, invece per i confini dei sistemi sono state considerate le fasi di selezione della carta, della plastica e dei RAEE mentre per la frazione organica è stato considerato l'intero processo di compostaggio. Il metodo utilizzato è stato quello di impostare un bilancio di massa dei materiali in ingresso e in uscita dagli impianti: per quantificare la frazione recuperabile e la frazione inviata agli impianti di smaltimento.

Nell'elaborazione sono stati utilizzati dati primari e dati di letteratura per fare un confronto con i risultati ottenuti. In particolare per recuperare i dati primari sono stati contattati gli impianti che nel 2007 hanno ricevuto la maggior quantità dei rifiuti urbani raccolti nella provincia di Modena. I dati sono stati forniti dagli impianti attraverso file e tabelle e sono stati suddivisi in base al codice CER, alla provenienza dei rifiuti (provincia di Modena o fuori provincia, a volte indicando anche i Gestori) e in base alla tipologia (urbani o speciali).

Analisi di inventario

Gli impianti che dopo la raccolta hanno ricevuto la carta, la plastica e i RAEE sono strutture di selezione e trattamento rifiuti. Il materiale uscente può essere materia prima secondaria (MPS) utilizzabile direttamente nel ciclo produttivo di altri impianti, oppure materiale che viene classificato come rifiuto in quanto necessita di un ulteriore trattamento che può portare altro rifiuto da smaltire. La frazione organica viene inviata all'impianto di compostaggio dove avviene tutto il precesso di recupero, e in uscita si ottengono ammendante utilizzabile direttamente e scarti che vengono inviati a smaltimento. Per cercare di completare il percorso delle diverse filiere sono stati contattati anche gli impianti di destinazione che ricevono il materiale di selezione, ma non è stato possibile ricevere dei dati.

La maggior parte dei rifiuti urbani di carta e cartone intercettati attraverso la raccolta differenziata nella provincia di Modena nel 2007 è stata inviata ad una piattaforma di selezione. I dati forniti dall'impianto sono stati suddivisi per codice CER (200101 e 150101) e per produttore, poiché all'impianto vengono conferiti sia i rifiuti urbani raccolti in provincia di Modena sia i rifiuti di alcune ditte e rifiuti provenienti da fuori provincia (comuni della provincia di Mantova). I rifiuti di carta e cartone inviati all'impianto vengono sottoposti ad una selezione per eliminare le frazioni erroneamente conferite. Al termine della selezione si ottiene uno scarto che rappresenta circa 1% del materiale trattato che viene inviato alla discarica di Modena, e 99% di carta e cartone recuperati come materia prima secondaria (MPS) che vengono inviati a diverse cartiere. La percentuale di recupero ottenuta per la selezione della carta è elevata (99%), ma in linea con i valori forniti da Comieco, con i quali è stato fatto un confronto.

Per ricostruire la fase di selezione della plastica è stato contattato l'impianto che ha ricevuto i maggiori quantitativi di rifiuti in plastica raccolti in modo differenziato nella provincia di Modena nel 2007. I dati forniti sono stati suddivisi per codice CER (150102, 070231, 160119), per tipologia (urbani e speciali) e per provenienza.
I rifiuti plastici conferiti all'impianto vengono sottoposti a due tipologie di trattamento: una parte, costituita principalmente da bottiglie e flaconi, viene stoccata, pressata ed inviata ad un impianto di selezione nella provincia di Reggio Emilia; la parte rimanente di rifiuti plastici (quali cassette, bancali, film in polietilene, rifiuti plastici da trattamenti organici) viene sottoposta a trattamento di selezione e triturazione. Combinando i risultati relativi alla selezione per entrambi gli impianti in base ai quantitativi dei rifiuti della provincia di Modena è stata ottenuta una percentuale di recupero di 66,47%. Questa percentuale è costituta da materia prima secondaria che viene reintrodotta direttamente nel ciclo produttivo di altri impianti e da meteriale che dovrà essere sottoposto ad altri trattamenti di selezione, quindi la percentale di recupero ottenuta dovrà essere depurata di questi valori.
I rifiuti organici e biodegradabili costituiscono circa un terzo del volume dei rifiuti solidi urbani. All'interno degli impianti di compostaggio vengono semplicemente accelerati e controllati i tempi e le modalità del percorso di decomposizione che avviene naturalmente nelle sostanze organiche alla fine del loro processo vitale. Per definire l'effettiva percentuale di recupero della frazione organica è stato contattato l'impianto di compostaggio che nel 2007 ha ricevuto i maggiori quantitativi di rifiuti organici raccolti in provincia di Modena.
La FORSU e gli scarti da lavorazione agroindustriale e animale (rifiuti umidi) uniti ai sovvalli legnosi di riciclo e da raccolta differenziata (rifiuti secchi, precedentemente triturati) vengono miscelati utilizzando un trituratore a martello a bassa velocità. La miscela viene trasferita nelle celle, dove rimane 16 giorni per la biossidazione accelerata. La struttura è dotata di un sistema di aspirazione e trattamento delle arie esauste, attraverso il quale l'aria è inviata ad un biofiltro, che permette di ridurre le sostanze odorigene fino al 98-99%. Successivamente, attraverso un nastro trasportatore, il materiale viene trasferito per la maturazione in un capannone dove rimane circa 45 giorni. Al termine del processo di compostaggio attraverso una vagliatura si ottengono: ammendante compostato misto, sovvalli plastici che sono inviati in discarica e sovvalli legnosi che vengono inviati al riciclo all'interno dell'impianto stesso.
A queste quantità in uscita bisogna aggiungere le perdite di processo, caratteristiche delle fasi di miscelazione e di maturazione, che rappresentano una parte significativa dello stesso. Il recupero di materia dell'impianto che è stato calcolato è circa del 38,26%, costituito dall'8,71% della frazione lignocellulosica, inviata ad altri impianti di recupero, e dal 29,55% dell'ammendante compostato misto. Bisogna considerare che solo il 10,29% dei rifiuti vengono inviati in discarica e che la restante parte è costituita dalle perdite di processo.
I Rifiuti da Apparecchiature Elettriche ed Elettroniche (RAEE) rappresentano una delle tipologie di rifiuti destinate a crescere maggiormente nei prossimi anni in Italia. Le cause sono riscontrabili sia nell'aumento dei consumi che nella riduzione del tempo di vita dei componenti elettronici/elettrici. Un corretto recupero dei RAEE consente di ottenere notevoli benefici sia dal punto di vista ambientale che dal punto di vista economico. Infatti, in questo modo si può evitare la dispersione di sostanze tossiche nell'ambiente che hanno effetti dannosi sullo strato di ozono stratosferico e con potere climalterante, come per esempio i clorofluorocarburi (CFC) usati come refrigeranti nei frigoriferi e nei congelatori.
Allo stesso tempo si possono recuperare notevoli quantità di materie prime secondarie (acciaio, ferro, rame, alluminio, plastiche) che vanno ad alimentare l'industria del riciclo, garantendo risparmi energetici e limitando emissioni di gas serra rispetto alla produzione ex-novo del materiale.

Per cercare di ricostruire il percorso dei RAEE e definire la percentuale di recupero è stato contattato l'impianto che nel 2007 ha ricevuto i maggiori quantitativi di RAEE, tubi fluorescenti, toner e cartucce raccolti nella provincia di Modena. Per ogni tipologia di rifiuto vengono effettuate operazioni ecologiche finalizzate all'intercettazione e alla bonifica delle eventuali componenti nocive ed alla valorizzazione dei materiali che possono essere recuperati. Le linee di trattamento sono distinte a seconda della presenza o meno di CFC - HCFC.
La percentuale di recupero che è stata ottenuta è di 80,64%, considerando le materie prime secondarie che verranno reintrodotte nei sistemi produttivi di altri impianti e i rifiuti recuperati che, inviati ad altri impianti, subiranno altri trattamenti e produrranno ulteriori rifiuti da smaltire. I risultati ottenuti sono stati confrontati con i valori riportati in uno studio elaborato da Ecodom, uno dei consorzi che si occupa della raccolta delle apparecchiature elettriche ed elettroniche, nel quale sono stati raccolti i dati relativi ai partner del consorzio. Nello studio è stata ottenuta una percentuale di recupero che oscilla tra il 73% e il 98% , con un valore medio dell'81%. In questo contesto il valore di recupero ottenuto è in linea con questo range.

Elementi di base per la valutazione degli impatti

Come già anticipato nello studio del ciclo di vita di un processo bisogna considerare anche gli impatti ambientali ed energetici. Questa fase non è sempre realizzabile in quanto richiede una grande quantità di dati non sempre recuperabili. Nel caso si debbano completare i dati degli impianti si possono utilizzare delle banche dati riconosciute a livello internazionale, per esempio Ecoinvent e BUWAL 250 oppure la banca dati I-LCA, specifica per la realtà italiana, elaborata nel 2000 dall'ANPA (attualmente ISPRA) che ne sta realizzando una versione più aggiornata. In questo studio sono state fornite delle indicazioni sulla valutazione di impatto ambientale utilizzando il metodo CML 2 per valutare le emissioni in atmosfera e il metodo CED per valutare il consumo di energia. Il metodo di caratterizzazione CML 2 (contenuto all'interno del software Simapro 7) è stato sviluppato dalla Leiden University di Amsterdam e focalizza l'attenzione sulle categorie di impatto ambientale. In questo studio sono state spiegate solo alcune categorie: riscaldamento globale, acidificazione, tossicità umana, formazione fotochimica di ozono; ritenute le più significative all'interno di un'analisi dei sistemi di gestione dei rifiuti dove sono fondamentali le emissioni in atmosfera. Per quanto riguarda l'analisi energetica sono state fornite delle indicazioni sul metodo CED (Comulative Energy Demand). (Rigamonti et al., 2008).

Interpretazione dei risultati

Per valutare l'efficienza complessiva del riciclo bisogna considerare la combinazione dell'efficienza di selezione e di recupero. In questo studio è stato possibile definire la percentuale totale del riciclo solo per la frazione organica. Per le frazioni carta, plastica e RAEE è stata considerata solo la fase della selezione e primo trattamento, in quanto non è stato possibile ricostruire tutto il percorso delle frazioni.

Tra le frazioni analizzate si può osservare che la selezione più efficiente è quella della carta. Il processo di compostaggio è quello con la resa più bassa poiché sono elevate le perdite di processo, ma solo il 10,29% è inviato a smaltimento in discarica. Nella Tabella 1 sono riportate le percentuali di recupero ottenute in questo studio.

Materiale	Presente studio
Carta	99%
Plastica	66,47%
FORSU	38,26%
RAEE	80,64%

Tabella 1: Percentuali di recupero ottenute analizzando gli impianti della provincia di Modena, anno 2007

Conclusioni

Lo studio delle filiere di alcune tipologie di rifiuto ha permesso di ottenere le percentuali di effettivo recupero delle frazioni differenziate raccolte nella provincia di Modena nel 2007, al fine di definire la quantità di rifiuto che è stata recuperata e quanto è stato inviato agli impianti di smaltimento. In particolare, è stato possibile definire la percentuale totale del riciclo solo per la frazione organica avviata a compostaggio, mentre per le frazioni carta, plastica e RAEE è stata considerata solo la fase della selezione e primo trattamento, in quanto non è stato possibile ricostruire tutto il percorso delle frazioni.

La percentuale ottenuta per la selezione della carta è elevata (99%), ma in linea con i valori forniti da Comieco. È da evidenziare che questo valore è particolarmente interessante in quanto si ottiene direttamente materia prima secondaria da inviare alle cartiere. La percentuale relativa alla selezione della plastica (66,47%) è stata ottenuta facendo una media pesata sui quantitativi di rifiuto trattati dagli impianti. Da questi impianti si ottiene materia prima seconda ma anche materiale che sarà sottoposto ad altri processi.

Per l'impianto di compostaggio si ottiene una percentuale di recupero del 38,26%, ma bisogna considerare che solo il 10% del rifiuto viene inviato a smaltimento e il resto sono perdite di processo. Dal trattamento dei RAEE si ottiene una parte di materia prima seconda, ma soprattutto vengono separati vetro, plastica, metalli, carta che verranno inviati separatamente ad altri impianti di recupero. In questo caso la percentuale di recupero ottenuta è del 80,64%.

Lo studio ha consentito di evidenziare che effettivamente una percentuale elevata di materiale raccolto in maniera separata viene avviata a recupero anche se molteplici possono essere i passaggi intermedi necessari prima della reintroduzione nel ciclo produttivo. In molti casi infatti, il materiale che viene inviato alle piattaforme di selezione e primo trattamento esce dall'impianto come rifiuto, cioè come materiale che deve nuovamente subire un processo di trattamento. In questo caso il prodotto in uscita non rappresenta ancora una materia prima seconda pronta per essere reintrodotta nel ciclo produttivo, bensì le fasi di recupero necessarie alla completa reintroduzione della materia vengono effettuate in altri impianti, talvolta dislocati su una vasta area geografica nazionale.

Dallo studio è emerso come la metodologia LCA applicata al sistema di gestione integrata dei rifiuti abbia interessanti potenzialità di sviluppo anche come strumento di supporto nell'elaborazione dei piani territoriali di gestione dei rifiuti durante le fasi di programmazione, valutazione e riduzione degli impatti ambientali.

Tuttavia presenta complessità e soprattutto necessita di una quantità di tempo e di dati tali da non renderlo sempre utilizzabile, almeno da parte di una Pubblica Amministrazione.

Sviluppo futuro dello studio potrà essere il completamento della metodologia LCA attraverso l'approfondimento di aspetti quali il trasporto alle piattaforme di selezione/impianti di trattamento nonché il trasporto agli impianti di smaltimento e produzione, che potrebbero rivestire un ruolo preponderante nelle valutazioni degli impatti ambientali e di conseguenza fornire un ulteriore elemento di "supporto alle decisioni" per le Pubbliche Amministrazioni che devono definire puntualmente nei propri strumenti di pianificazione le modalità di gestione dei rifiuti urbani.

Bibliografia

15° Relazione Annuale "Produzione, raccolta differenziata e gestione dei rifiuti in provincia di Modena, anno 2007".

AIMAG , "Bilancio di sostenibilità e report del capitale intellettuale 2007", visitato a gennaio 2009, <http://www.aimag.it/>.

AIMAG, 2007, "L'importanza del Qualità per l'intera filiera del compostaggio" (presentazione ottobre 2007), visitato a gennaio 2009, <http://www.aimag.it/>.

Badino V., Baldo G., 1998, "LCA Istruzioni per l'Uso", Progetto Leonardo, Esculapio, Bologna.

Badino V., Baldo G., 2000, "LCA – Uno strumento di analisi energetica ed ambientale", IpaServizi, Milano.

Barcellesi A., Grosso M., Rigamonti L., 2008, "La gestione dei rifiuti urbani nella provincia di Piacenza: analisi del ciclo di vita dei possibili scenari produttivi", Tesi Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria per L'Ambiente e il Territorio, Politecnico di Milano.

Blengini G.A., Genon G., Fantoni M., 2008, "LCA del sistema integrato della gestione dei RSU nella provincia di Torino", Rapporto di ricerca, Politecnico di Torino.

CDCRAEE, Centro di coordinamento dei RAEE, visitato a novembre 2008, <https://www.cdcraee.it>.

CML, 2001 Heijungs R, Guinée J, Huppes G, Lankreijer RM, Udo de Haes HA, WegenerSleeswijk A, Ansems AMM, Eggels PG, Duin R van, Goede HP. Guide and backgrounds, "Life cycle assessment– an operational guide to the ISO standards" CML, Leiden University, Leiden, The Netherlands.

Comieco, Consorzio Nazionale per il Recupero e il Riciclo degli imballaggi di carta e cartone, visitato a ottobre 2008, <http://www.comieco.org>.

Corepla, Consorzio Nazionale per la Raccolta, il Riciclaggio e il Recupero degli imballaggi in plastica, visitato a ottobre 2008, <http://www.corepla.it>.

Ecodom, Consorzio per lo smaltimento dei RAEE, visitato a novembre 2008, <http://www.ecodom.it>.

Ecodom, 2008, "RAEE, il contributo del riciclo agli obiettivi di Kyoto-Bilancio energetico-ambientale del recupero di alcune tipologie di rifiuti elettrici ed elettronici", ricerca di Ambiente Italia e Ecodom.

Ecolight, Consorzio per lo smaltimento dei RAEE, visitato a novembre 2008, <http://www.ecolightitaly.it>.

Farotto E., 2008, "Il riciclo dei materiali cellulosici", Atti del corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale "La gestione integrata dei rifiuti", Politecnico di Milano, 28-31 gennaio 2008.

Finnveden, 1999, “Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. Resources, conservation and recycling”.

Furiano A., 2008, “Tecnologie di separazione, selezione e riciclo degli imballaggi in plastica”, Atti del corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale “La gestione integrata dei rifiuti”, Politecnico di Milano, 28-31 gennaio 2008.

Giacetti W., Venturi R., Betelli L., 2008, ”La progettazione e l’ottimizzazione operativa dei sistemi di raccolta differenziata integrata”, Atti del corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale “La gestione integrata dei rifiuti”, Politecnico di Milano, 28-31 gennaio 2008.

Giugliano M., 2007, “Definizione dei flussi di inquinanti atmosferici dell’attività di termovalorizzazione dei rifiuti e valutazione degli impatti con la tecnica del ciclo di vita”, Atti del corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale “La gestione integrata dei rifiuti”, Politecnico di Milano, 28-31 gennaio 2008.

ISPRA (ex ANPA) Banca dati italiana I-LCA.

Piano d’Ambito del servizio gestione rifiuti dell’Ambito Territoriale Ottimale n° 4 di Modena, approvato con Delibera dell’Assemblea Consorziale n. 22 del 27/11/2006.

Piano Provinciale per la gestione dei rifiuti (P.P.G.R.), approvato con Delibera di Consiglio Provinciale n. 135 del 25/05/2005, Provincia di Modena.

Rigamonti L., 2008, “LCA: generalità e applicazione alla gestione dei rifiuti”, Atti del corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale “La gestione integrata dei rifiuti”, Politecnico di Milano, 28-31 gennaio 2008.

Rigamonti L., Grosso M., Giugliano M., 2008, “Valutazione con analisi LCA di sistemi integrati di gestione dei rifiuti”, Atti del corso di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria Ambientale “La gestione integrata dei rifiuti”, Politecnico di Milano, 28-31 gennaio 2008.

SETAC, 1993, “Guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice”, Bruxelles.

Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Processi Chimici dell’Ingegneria, Centro Studi Qualità Ambiente, Tetra Pack Italiana S.p.A., 2002, “Analisi comparativa del ciclo di vita tra due contenitori per latte a lunga conservazione: Tetra Brik Aseptic – HDPE”.

Prè Consultants, 2004, Simapro7: <http://www.pre.nl/>.

Regione Piemonte, 2005, “Il recupero effettivo delle raccolte differenziate nella Provincia di Torino”, Progetto “Li abbiamo pedinati”, visitato a ottobre 2008, <http://extranet.regione.piemonte.it/ambiente/rifiuti/camp_recupero.htm>.

Tred Carpi, impianto per il recupero dei RAEE, visitato a dicembre 2009, <http://www.tredcarpi.it>.

Influenza dell'evoluzione di composizione nella gestione del residuo da frantumazione di automobili

Luca Ciacci[1], Luciano Morselli[1], Fabrizio Passarini[1], Alessandro Santini[1], Ivano Vassura[1]

[1]Dipartimento di Chimica Industriale e dei Materiali – Università di Bologna
e-mail: luca.ciacci5@unibo.it, fabrizio.passarini@unibo.it

Sommario

In questo studio si è adottata la metodologia LCA come strumento di validazione per comparare gli impatti derivanti dall'evoluzione nella composizione degli autoveicoli in funzione del trattamento di gestione a fine vita a cui essi sono sottoposti. Negli ultimi decenni si è registrata una notevole variazione nella composizione dei veicoli, dovuta prevalentemente all'incremento di componenti polimerici e in alluminio a discapito dei materiali ferrosi, che avrà importanti ripercussioni nella fase di gestione a fine vita dei veicoli (*End of Life Vehicles, ELVs*), alla luce soprattutto degli obiettivi di riciclo e recupero imposti dalla Comunità Europea per il 2015 (riciclo per almeno l'85% con un massimo 5% destinabile a smaltimento in discarica). L'analisi condotta pone a confronto tre unità funzionali che modellizzano il residuo da frantumazione di automobili (*Automotive Shredder Residue, ASR*) in riferimento rispettivamente a: i) la composizione attuale; ii) la stima di composizione prevista al 2015, e iii) l'ASR potenzialmente ottenibile da una progettazione eco-sostenibile dei futuri veicoli. I risultati ottenuti mostrano che i trattamenti orientati alla separazione meccanica dei flussi di materiale da destinare a riciclo e quelli che realizzano un riciclo chimico dell'ASR raggiungono i migliori vantaggi ambientali, attestando, in ultima analisi, la necessità di una progettazione eco-sostenibile come strumento per concepire i veicoli futuri attraverso un miglioramento dell'efficienza di smontaggio e di una corretta scelta dei materiali al fine di recuperare e riciclare quanta più materia possibile da un ELV.

Introduzione

La Comunità Europea stima che entro il 2015 la quantità di veicoli a fine vita trattati raggiungerà quota 14 milioni di tonnellate, rispetto ai 10 milioni del 2010 (COM Report, 2007). Negli ultimi decenni si è registrata una significativa variazione nella composizione dei veicoli, principalmente dovuta all'introduzione di plastiche e metalli non ferrosi, prevalentemente alluminio, per soddisfare esigenze di progettazione e i requisiti di riduzione delle emissioni di CO_2 durante la fase di uso grazie all'alleggerimento del peso dei veicoli in un'ottica di sostenibilità dei consumi. Nel 1995 circa l'80% dei veicoli faceva registrare un'emissione di CO_2 superiore a 161 g/km, che si è ridotta ad una frazione del 23% nel 2009; parallelamente, si è registrata una crescita esponenziale della domanda di veicoli con emissioni inferiori a 120 g CO_2/km, che ha segnato un aumento del 58% dal 2008 al 2009, cui segue che la quota di veicoli con emissioni inferiori a 120 g CO_2/km sia stata nel 2009 del 25% (ACEA, 2010).

L'evoluzione di composizione che ha caratterizzato negli ultimi decenni gli ELV e la previsione per la variabilità al 2015 è riportata in Figura 1. Dai valori stimati si evince che a partire dagli anni 60' il contenuto dei metalli ferrosi sia notevolmente diminuito, mentre quelli non ferrosi e i materiali non metallici, soprattutto i componenti polimerici, hanno subito un incremento nell'impiego.

Questa evoluzione ha portato, e porterà, a conseguenze non marginali nella fase di gestione di fine vita degli autoveicoli. L'incremento del volume dei rifiuti trattati sarà legato all'aumento del peso medio dei veicoli e al crescere del numero di ELV smaltiti. Attualmente, circa il 75% (Nourredine, 2007; Ferrão et al. 2006) di un ELV è destinato a processi di riciclo grazie alla rimozione di materiale durante le fasi di drenaggio, smontaggio e frantumazione per il recupero dei metalli ferrosi. La frazione residua ammontante al 25% in massa è chiamata Automotive Shredder Residue (ASR) ed è smaltita in discarica nella maggior parte dei Paesi Membri (Ferrão et al., 2006). Recuperare materia da questa frazione appare oggi il solo modo per ottemperare i target previsti dalla Direttiva Europea 2000/53/EC, che impongono entro il 2015 il raggiungimento di una percentuale di riciclo pari almeno all'85%, con un 5% massimo destinabile a smaltimento in discarica (EU Directive 2000/53/EC).
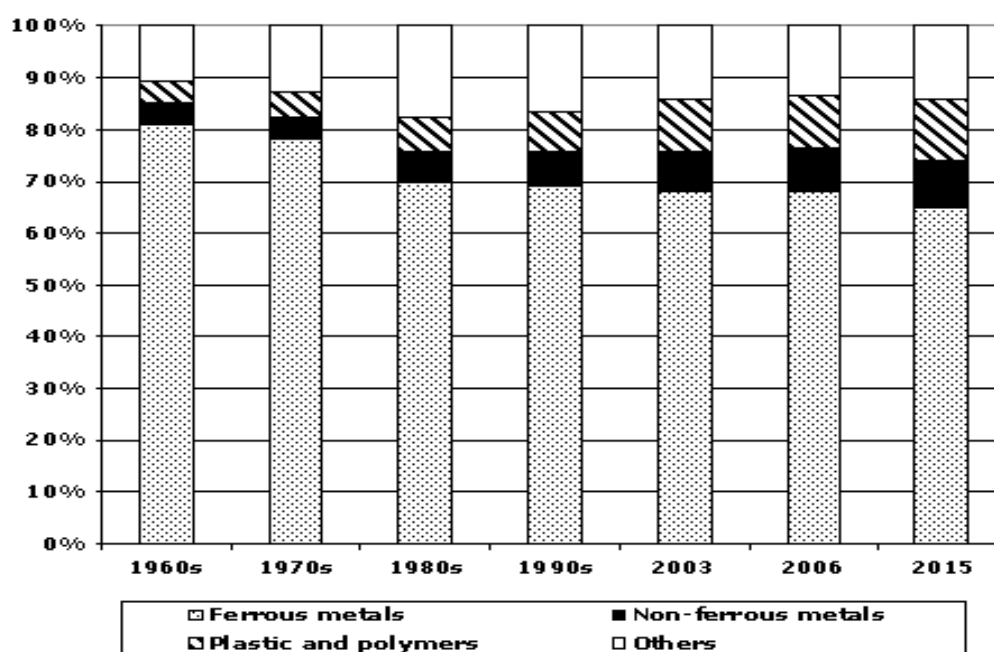
Figura 1: Evoluzione di composizione dei veicoli dal 1975 al 2000

Fonte: elaborazione da (Jody and Daniels, 2006; GHK/Bios 2006; COM Report 2007)

Il ruolo di una progettazione sostenibile

A fronte degli obiettivi di riciclo risulta quindi fondamentale migliorare la performance del recupero della frazione non metallica di un ELV. In linea di principio, migliorare la velocità e l'efficienza di smontaggio di un veicolo a fine vita, in aggiunta alla diffusione necessaria di mercati per prodotti riciclati, permetterà di raggiungere i target previsti con una certa flessibilità economica. Non di minor importanza è la scelta dei materiali impiegati nella produzione di nuovi veicoli, dal momento che l'utilizzo di mono-materiali o materiali compositi con facilità di separazione dei flussi da destinare a processi di riciclo, risulterà un aspetto chiave per una gestione sostenibile degli ELVs.

Lo sviluppo di prodotti orientati ai principi di *Life Cycle Thinking* deve assumere sia considerazioni sistematiche di processo sia l'ottimizzazione delle caratteristiche tecniche, economiche ed ambientali di un prodotto, derivanti da ciascuna fase del ciclo di vita, durante la progettazione del prodotto stesso. L'obiettivo è il

raggiungimento dei requisiti di responsabilità estesa di prodotto e il miglior equilibrio tra i vantaggi del consumatore e quelli del produttore, minimizzando gli impatti ambientali, economici e sociali correlati. L'aspetto chiave di una progettazione eco-sostenibile si basa sulla considerazione che è prevalentemente nella fase progettuale che si *determinano* i costi, mentre soprattutto le altre fasi *causano* i costi, che possono subire un incremento o un accumulo lungo tutte le fasi della catena; ciò significa che soluzioni alternative in fase di design possono avere ripercussioni importanti lungo tutto il ciclo di vita. I maggiori costi ambientali sono causati dallo smaltimento finale. Questo porta alla considerazione che una maggior attenzione al *Design for Recycling* (DfR) e al *Design for Disassembly* (DfD) dovrebbe orientare le scelte progettuali.

DfR e DfD sono strumenti che appartengono all'intero mosaico di tecniche che prende il nome di design for Environment (DfE), mirato alla riduzione degli impatti derivanti dai trattamenti a fine vita e al massimo riciclo e recupero di un prodotto. Questi strumenti sono volti al miglioramento della riciclabilità di un prodotto, delineando condizioni destinate ad aumentare il valore aggiunto dello stesso in un'ottica di riciclo a fine vita. In questo senso, la progettazione di un componente deve essere fatta preferendo materiali riciclabili e/o rinnovabili, materiali privi di sostanze tossiche o pericolose, parti mono-materiale o composte da materiali diversi con alta compatibilità in processi di riciclo, e materiali a basso costo energetico in un'ottica di ciclo di vita. Inoltre, i prodotti complessi (come le automobili) devono essere progettati in modo da semplificare il più possibile le operazioni di assemblaggio e disassemblaggio, traducendo ciò in vantaggi significativi dal punto di vista della velocità e semplicità delle operazioni necessarie. È opportuno ricordare che disassemblare deve necessariamente implicare la reversibilità dell'assemblaggio; in questo senso, le tecniche di DfD considerano attentamente i *joinings*, la priorità della struttura e la corretta sequenza di smontaggio di un prodotto in modo da ridurre i costi di smontaggio migliorando sensibilmente il grado di *disassembly* raggiunto e riducendo il tempo impiegato (Santini et al., 2010).

Metodologia

Lo studio in oggetto parte da considerazioni emerse da un precedente lavoro degli autori (Ciacci et al., 2010 submitted), mirato al confronto tra diverse strategie di trattamento del residuo da frantumazione di automobili mediante applicazione della metodologia LCA. Adottando come unità funzionale 1 t di ASR con composizione media riportata in Tabella 1, sono stati valutati gli impatti associati ai sistemi di trattamento a fine vita descritti in Tabella 2.

Scenari	Strategia di trattamento a fine vita
1. Discarica	Smaltimento in discarica controllata dell'ASR in uscita da un impianto di frantumazione medio italiano, previo recupero della componente ferromagnetica e metallica non ferrosa.
2. Termovalorizzazione	Incenerimento dell'ASR in un termovalorizzatore per il recupero del contenuto energetico presente in esso. Smaltimento in discarica del residuo, dopo inertizzazione.
3. Recupero avanzato e incenerimento	Trattamento dell'ASR mediante processo meccanico per il recupero di parte della frazione polimerica presente, da destinare a successivi processi di riciclo. Incenerimento dell'ASR residuo per il recupero di energia.
4. Riciclo chimico	Trattamento di gassificazione dell'ASR per consentire il recupero energetico e l'ottenimento del gas di sintesi (syngas) destinato a conversione a miscela di alcoli.

Tabella 1: Descrizione degli scenari di trattamento a fine vita dell'ASR considerati in questo studio

Plastiche e polimeri	kg	Metalli e leghe	kg	Fines	kg	Tessili	kg	Gomme	kg
ABS	33.6	Alluminio	70.0	Vernici	56.0	Naturale	65.0	EPDM	140.0
PP	86.4	Rame	4.4	Vetro	42.0	Sintetico	65.0	-	-
PE	19.2	Acciaio	5.9	Sabbie	42.0	-	-	-	-
PUR	168.0	Scrap ferrosi	26.5	-	-	-	-	-	-
PVC	67.2	Piombo	0.4	-	-	-	-	-	-
PA	28.8	Ottone	2.8	-	-	-	-	-	-
Altro	76.8	-	-	-	-	-	-	-	-
Totale	**480.0**	**Totale**	**110.0**	**Totale**	**140.0**	**Totale**	**130.0**	**Totale**	**140.0**

Tabella 2: Unità funzionale n. 1: tipologia di materiale e principale composizioni assunti in questo studio

In accordo con le stime previste dalla Comunità Europea per il 2015 e in un'ottica di *Design for Recycling*, nel presente studio si è considerata l'evoluzione di composizione di un ELV, in termini di sostituzione di acciaio e metalli ferrosi a vantaggio di polimeri e alluminio, e gli effetti che tali variazioni inducono nella gestione del residuo da frantumazione (ASR). Nello specifico, la valutazione degli impatti ha posto a confronto le tre unità funzionali di seguito descritte:

1. ***Unità funzionale n. 1***: 1000 kg di ASR con composizione media attuale riportata in Tabella 1.

2. ***Unità funzionale n. 2***: 1000 kg di ASR con composizione riportata in Tabella 3 e basata sulle previsioni al 2015 (GHK/Bios, 2006).

Plastiche e polimeri	**kg**	**Metalli e leghe**	**kg**	**Fines**	**kg**	**Tessili**	**kg**	**Gomme**	**kg**
ABS	38.5	Alluminio	100.0	Vernici	26.5	Naturale	65.0	EPDM	140.0
PP	99.0	Rame	4.4	Vetro	20.0	Sintetico	65.0	-	-
PE	22.0	Acciaio	5.9	Sabbie	20.0	-	-	-	-
PUR	192.5	Scrap ferrosi	0.0	-	-	-	-	-	-
PVC	77.0	Piombo	0.4	-	-	-	-	-	-
PA	33.0	Ottone	2.8	-	-	-	-	-	-
Altro	88.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Totale	**550.0**	**Totale**	**113.5**	**Totale**	**66.5**	**Totale**	**130.0**	**Totale**	**140.0**

Tabella 3: Unità funzionale n. 2: tipologia di materiale e principale composizioni assunti in questo studio

3. ***Unità funzionale n. 3***: 1000 kg di ASR con riduzione del numero di classi polimeriche, impiegate per la realizzazione delle componenti plastiche, in accordo con l'applicazione dei principi di *Eco-Design* e *Design for Recycling* (Tabella 4).

Plastiche e polimeri	**kg**	**Metalli e leghe**	**kg**	**Fines**	**kg**	**Tessili**	**kg**	**Gomme**	**kg**
ABS	38.5	Alluminio	100.0	Vernici	26.5	Naturale	65.0	EPDM	140.0
PP	187.0	Rame	4.4	Vetro	20.0	Sintetico	65.0	-	-
PE	22.0	Acciaio	5.9	Sabbie	20.0	-	-	-	-
PUR	192.5	Scrap ferrosi	0.0	-	-	-	-	-	-
PVC	77.0	Piombo	0.4	-	-	-	-	-	-
PA	33.0	Ottone	2.8	-	-	-	-	-	-
Altro	0.0	-	-	-	-	-	-	-	-
Totale	**550.0**	**Totale**	**113.5**	**Totale**	**66.5**	**Totale**	**130.0**	**Totale**	**140.0**

Tabella 4: Unità funzionale n. 3: tipologia di materiale e principale composizioni assunti in questo studio

Una nota particolare merita di essere fatta in riferimento alle unità funzionali 2 e 3: in entrambe le composizioni si è ridotto il quantitativo dei *fines* in accordo con le previsioni della Comunità Europea (EC JRC-IPTS, 2000), che stimano una diminuzione dei volumi di vernici, conseguentemente all'assottigliamento degli strati deposti sui materiali stessi, di vetro, grazie a una rimozione più efficiente, e di sabbie, mediante una separazione negli step iniziali più quantitativa.

Complessivamente, quindi, la uf_3 costituisce un avanzamento della uf_2, nel senso che, mantenendo inalterati i flussi di *metalli e leghe*, *fines*, *tessili* e *gomma*, il quantitativo delle plastiche etichettate come "*Altro*" è stato nella terza unità funzionale inglobato nella categoria *PP*, in un'ottica di preferenza per la progettazione di componenti in mono-materiale.

La valutazione degli impatti è stata condotta mediante applicazione del metodo *Eco-Indicator'99*. Il software impiegato è stato il *SimaPro 7.1*, corredato dal database *Ecoinvent 2.0* per l'analisi di inventario di tutti i flussi non ottenuti da fonte primaria.

Risultati
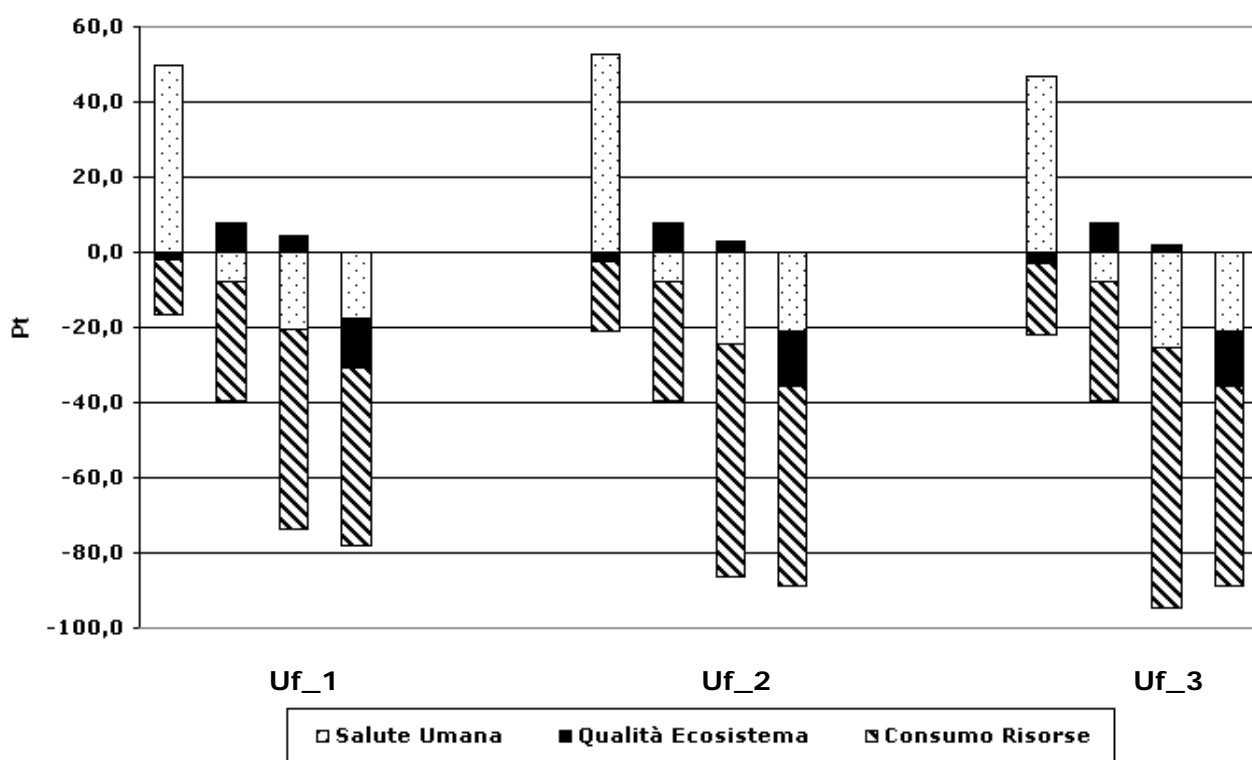
Figura 2: Risultati ottenuti dall'analisi condotta. Gli istogrammi rappresentano il punteggio ottenuto da ciascun scenario in termini di danno su salute umana, qualità dell'ecosistema e consumo delle risorse e in funzione delle tre unità funzionale adottate

I risultati dell'analisi hanno mostrato un andamento della magnitudo degli impatti analoga per ciascuna unità funzionale, attestando indirettamente anche una buona affidabilità e robustezza del modello creato. Dal trend che emerge si evince un impatto maggiore per lo smaltimento in discarica, come conseguenza del mancato recupero di materiali e dell'introduzione nell'ambiente di un rifiuto contenente potenziali sorgenti di inquinamento. La valorizzazione energetica dell'ASR in un impianto di incenerimento permette un vantaggioso recupero di energia grazie all'alto potere calorifico del rifiuto, riconducibile alla presenza di materiale polimerico, tuttavia rende di fatto impossibile il raggiungimento degli obiettivi di riciclo imposti dalla Comunità Europea. Gli scenari più avanzati, che modellizzano sistemi tecnologie di post-frantumazione (*Post-Shredder techologies, PSTs*) presentano i minori impatti grazie al recupero di materia associato a quello di energia, con conseguente diminuzione del residuo finale smaltito in discarica.

Il confronto tra gli impatti associati alla variazione temporale della composizione del rifiuto ASR ha portato a ulteriori interessanti considerazioni. L'aumento del contenuto dei polimeri nei veicoli determina un incremento dei carichi ambientali associati agli scenari che non si concentrano su una separazione quantitativa da destinare a processi di riciclo, quali smaltimento in discarica e incenerimento. Per quest'ultimo, la condizione adottata è stata quella di assumere nessuna variazione nell'input di ASR in co-combustione con il flusso di RSU in input. Questo aspetto risulta necessariamente un limite dello studio, ma trova giustificazione nell'assunzione che a rapporti di alimentazione del rifiuto trattato intorno al 5% non si registrino variazioni nei flussi in input ed output (emissioni). L'aumento dei quantitativi di polimeri presenti nell'unità funzionale può tradursi in un aumento del potere calorifico del rifiuto stesso, di cui si dovrà inevitabilmente tenere conto nella miscelazione con RSU. Il grado di modellazione non comprende analisi più approfondite.

Gli scenari che invece adottano sistemi di separazione meccanica e riciclo chimico delle plastiche raggiungono impatti evitati molto simili tra loro e decisamente migliori rispetto ai precedenti. Nello specifico, mentre gli impatti associati sia al consumo di risorse, sia al danno sulla salute umana sono molto simili tra i due scenari di PSTs, la principale differenza è relativa alla qualità dell'ecosistema, che si traduce in impatto evitato per la sola gassificazione. L'aumento di plastiche e metalli non-ferrosi, specialmente alluminio, secondo la composizione di uf_2 determinano un aumento degli impatti evitati per lo scenario di recupero meccanico, che sembrano avvicinarsi ai punteggi ottenuti dallo scenario di gassificazione. L'evoluzione secondo i principi di una progettazione eco-sostenibile, descritti da uf_3, sembra invece segnare un ribaltamento dell'ordine di preferenza tra i due scenari: ovvero, la gassificazione sembra risentire meno di una diminuzione delle famiglie polimeriche a parità di plastiche contenute totali, che invece comporta un significativo aumento degli impatti evitati per lo scenario di separazione meccanica, precedente all'invio dei flussi mono-materiale a riciclo. L'incremento dei quantitativi separati meccanicamente ha come conseguenza anche quella di diminuire la frazione di ASR rimanente destinata a incenerimento, con il risultato che l'impatto sulla qualità dell'ecosistema è inferiore, anche se di poco, a quanto ottenuto da uf_2. Complessivamente, quindi, la progettazione sostenibile dei futuri veicoli, con conseguente diminuzione della classi polimeriche impiegate e un incremento dei metalli non-ferrosi porterà a maggiori vantaggi per le attività di separazione meccanica seguite da processi di riciclo, anche se il recupero di energia, tuttavia, potrebbe essere un fattore chiave nel prossimo futuro quando l'aumento di domanda di energia elettrica interesserà di pari passo la diffusione dei veicoli ibridi.

È bene precisare che le considerazioni fatte non possono prescindere dalla crescita e diffusione di mercati mirati per prodotti da materiale secondario al fine di garantire sostenibilità e flessibilità economica alle attività di recupero e riciclo. Infatti, mentre per la produzione globale di alluminio i flussi di Al secondario (riciclato) sono aumentati da meno di 1 milione di tonnellate a circa 16 milioni, con una quota della domanda annua totale pari al 33% nel 2006 (in Italia la produzione di Al secondario è stata di 660,000 t mentre quella di primario di 194.000 nello stesso anno), per le plastiche tale percentuale si attesta nei migliori dei casi intorno al 19%, per i polimeri PP, PE e PVC. Inoltre, in un'ottica di chiusura dei cicli produttivi, mentre l'allumino riciclato a livello europeo è impiegato per circa il 75% nel settore automobilistico (in Italia circa il 55%), per il PP, che è la plastica più impiegata, tale frazione arriva di poco al di sopra del 15% (PlasticsEurope, 2008; Bianchi et al., 2008; European Alluminium Association, 2008).

Conclusioni

Lo studio condotto ha mostrato l'importanza dell'applicazione dell'analisi LCA come strumento di valutazione di impatto per l'individuazione di una corretta gestione dei rifiuti, in accordo con quanto sancito anche dall'articolo 4 della nuova Direttiva sui rifiuti 2008/98. Tale strumento ha permesso, infatti, di gestire in maniera opportuna l'informazione associata alla variabilità connessa all'evoluzione nella composizione del rifiuto ASR, fornendo risultati di interesse e supporto per una gestione mirata a diminuirne gli impatti ambientali. Da tali risultati emerge il ruolo della progettazione eco-sostenibile nel prossimo futuro come strumento per concepire i veicoli di nuova generazione attraverso un miglioramento dell'efficienza di smontaggio e di una corretta scelta dei materiali al fine di recuperare e riciclare quanta più materia possibile da un rifiuto come l'ASR.

Bibliografia

ACEA - European Automobile Manufacturers' Association (2010) Statistics. In: **http://www.acea.be/index.php/collection/statistics**. Accessed Mar 2010

Bianchi D., Altese E., Castello A. (2008) *Il riciclo ecoefficiente*, Edizioni Ambiente s.r.l., Milano 2008

Ciacci L., Morselli L., Passarini F., Santini A., Vassura I. (2010) A comparison among different Automotive Shredder Residue treatment processes, Int J LCA submitted Feb 2010

Commission of the European Communities (2007) Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the targets contained in article 7(2)(b) of Directive 2000/53/EC on End-of-Life Vehicle – Impact Assessment. Brussels 16.01.2007, SEC (2007)14

Directive 2000/53/EC of the European Parliament and of the Council of 18 Sept 2000 on End-of-Life Vehicles.

Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council of 26 Oct 2005 on the type-approval of motor vehicles with regard to their reusability, recyclability and recoverability and amending Council Directive 70/156/EEC

Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 Nov 2008 on Wastes.

Ecoinvent (2008) Ecoinvent Database. **http://ecoinvent.ch**. Accessed Sept 2008

European Aluminium Association (2008) Environmental Profile Report for the Aluminium Industry; http://www.aluminium.org. Accessed Mar 2010

European Commission JRC-IPTS and Enterprise DG (2000), Regulation and innovation in the area of end-of-life vehicles, Volume 2, Mar 2000

Ferrão P., Amaral J. (2006) Assessing the economics of auto recycling activities in relation to European Union Directive on end of life vehicles. Technol Forecast & Soc Change (2006) 73:277-289

Ferrão P., Nazareth P., Amaral J. (2006) Strategies for Meeting EU Ed-of-Life Vehicles Reuse/Recovery Targets. J Ind Ecol (2006) 10 (4):77-93

GHK/Bios (2006) A study to examinate the benefits of the End of Life Vehicles Directive and the cost and benefits of a revision of the 2015 targets for recycling, re-use and recovery under the ELV Directive. Final Report to DG Environment, Birmingham, J2232

Jody B.J., Daniels E.J. (2006) End of Life Vehicle recycling: The State of the Art of Resource Recovery from Shredder Residue. In: Argonne National Laboratory, Energy System Division, U.S. Department of Energy, Chicago. In://www.osti.gov/bridge>, **www.anl.gov**. Accessed Mar 2009

Nourredine M. (2007) Recycling of auto shredder residue, J Hazard Mater (2007) A 139:481-490

PlasticsEurope (2008) *The compelling facts about plastics*, 2008

Santini A., Morselli L., Hrrmann C., Frad A., Luger T, Passarini F., Vassura I. (2010), Assessment of Ecodesign potential in reaching new recycling targets. Resour Conserv Recyc (2010), doi:10.1016/j.resconrec.2010.03.006

Green supply chain: il processo di valorizzazione delle pile alcaline

Federica Cucchiella, Idiano D'Adamo e Massimo Gastaldi
Università degli Studi di L'Aquila, Facoltà di Ingegneria, Dipartimento di Ingegneria Elettrica e dell'Informazione, Via G. Gronchi, 18, 67100 L'Aquila (AQ)

federica.cucchiella@univaq.it;idianodadamo@hotmail.it;massimo.gastaldi@univaq.it

---

Sommario

La contestuale crisi economica e il cambiamento climatico impongono a tutte le organizzazioni di applicare i principi verdi ai rispettivi processi in tutte le fasi del loro ciclo di vita. Pertanto la Green Supply Chain è un progetto che ha l'obiettivo di raggiungere risultati performanti in termini di efficienza ecologica ed efficienza economica, elaborando informazioni utili al processo decisionale.

Lo scopo di questo lavoro è di analizzare le conseguenze derivanti dalla applicazione dei principi Green al Supply Chain Management attraversi l'analisi del caso concreto delle batterie primarie alcaline, che hanno commercialmente sostituito quelle "zinco-carbone". La valorizzazione dei rifiuti a base di pile alcaline consente di produrre materie prime secondarie che possono essere utilizzate nel settore industriale ed agricolo.

Le aziende hanno difficoltà nel rendere "verde" la Supply Chain a causa della difficoltà di giustificare il costo degli investimenti, la teoria delle Opzioni Reali rappresenta un approccio utile per la valutazione degli investimenti.

1. Introduzione

La *Green Supply Chain Management* (GSCM) ha acquisito nel tempo interesse tra i ricercatori e gli operatori che si occupano di *supply chain*. L'importanza crescente della GSCM è determinata principalmente dalla diminuzione delle materie prime disponibili, dai siti di rifiuti iper-saturi e dai livelli di inquinamento maggiori.

I miglioramenti ambientali della gestione della filiera produttiva sono considerati vantaggiosi per ridurre i costi e migliorare le perfomance organizzative (Hervani and Helms 2005) oppure per rafforzare l'immagine di una società (Wycherley 1999). Una metodologia utilizzata nella GSCM è la LCA-type LCC, in cui l'analisi del risultato economico è complementare a quello ambientale (Settanni 2006).

Il presente lavoro è articolato in diversi *step*: descrizione del prodotto oggetto di studio e descrizione di tutte le fasi della filiera (sezione 2); elaborazione del *Life Cycle Assessment* (LCA, sezione 3.1) per la valutazione del potenziale impatto ambientale del prodotto durante tutto il suo ciclo di vita, tramite la quantificazione dell'utilizzo delle risorse (energia, materie prime, acqua) e delle emissioni nell'ambiente (aria, acqua, suolo) considerando le fasi di un processo produttivo come correlate e dipendenti; elaborazione del *Life Cycle Costing* (LCC, sezione 3.2) che consente di determinare il costo di un prodotto nel suo intero ciclo di vita e di ottenere migliori risultati grazie ad un adeguato dimensionamento delle risorse utilizzate, ai minori sprechi, al risparmio energetico e al contenimento della produzione dei rifiuti. Infine si utilizza la Teoria delle Opzioni Reali (sezione 3.3) che valuta l'incertezza che caratterizza il ciclo di vita del prodotto, individuando e quantificando le opportunità che si creano o si distruggono. Questo modello integrato di LCA-type LCC esteso alle opzioni reali si pone come test di profittabilità degli investimenti verdi.

2. Descrizione

La batteria è un dispositivo di energia chimica portatile e convertibile in energia elettrica: al suo interno avviene una reazione di ossido-riduzione e tale flusso genera una corrente elettrica continua, che continua fino a quando le reazioni chimiche raggiungono lo stato di equilibrio (Inobat 2009). Le batterie si classificano in primarie (pile) e secondarie (accumulatori). Le prime si distinguono dalle altre perché non possono essere sottoposte a ricarica e secondo la Direttiva 2006/66/CE recepita in Italia con D.L. 20 Novembre 2008, n.188 non devono essere smaltite insieme ai rifiuti solidi urbani, perché i materiali usati per la loro costruzione sono altamente inquinanti. Le principali pile utilizzate nel mercato sono le "alcaline", che presentano l'anodo in Zn, il catodo in MnO_2 e come elettrolita KOH. Nel tempo hanno soppiantato commercialmente le "zinco-carbone" in quanto presentano prestazioni migliori come durata nel tempo. L'Unione Europea produce 350.000 t/anno di batterie per uso industriale e domestico; secondo i dati dell'*European Batteries Recycling Association* (EBRA 2008) solo 33.920 t/anno vengono riciclate (l'80% riguarda le alcaline e le zinco-carbone).

Il processo di valorizzazione di pile alcaline esauste è oggetto di un Brevetto Europeo (Toro, Vegliò et al. 2004) messo a punto con l'obiettivo di rendere a ciclo chiuso la produzione delle pile, recuperando i principali elementi delle pile scariche e utilizzandoli nel ciclo produttivo di nuove pile (Freitas, Pegoretti et al. 2007). In base a questo schema nella fase iniziale il rifiuto subisce operazioni di disassemblaggio e macinazione. Il risultato di tale operazione, diviso tra frazione fine (55%, costituita principalmente da zinco, manganese e grafite) e grossolana (45%, costituita principalmente da acciaio, carta e plastica) viene sottoposto a separazione magnetica per il recupero di metalli ferrosi e non ferrosi. La frazione fine subisce un processo di lavaggio con acqua e successiva lisciviazione acida riducente con H_2SO_4 e lattosio per portare in soluzione Zn e MnO_2. Il flusso già concentrato e depurato nella fase di purificazione (precipitazione + cementazione) viene sottoposto ad elettrolisi per la deposizione di questi due elementi. La cristallizzazione è la fase finale di raffinamento del processo, che permette di recuperare un altro prodotto, K_2SO_4 sotto forma di sale che può essere ceduto al mercato agricolo. Il flusso uscente da tale fase viene mandato al ricircolo, in entrata nella fase di lisciviazione per il recupero dei reagenti, H_2SO_4 e lattosio; il processo produce un precipitato classificato come fango (rifiuto) che viene poi allontanato.

3. Risultati e discussione

3.1 Life Cycle Assessment

La LCA è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività (Liamsanguan and Gheewala 2007).

L'analisi è stata realizzata attraverso il software *Gabi 4.2*, che possiede un database in cui sono presenti i bilanci ambientali di diversi processi industriali.

3.1.1 Consumo di risorse rinnovabili e non rinnovabili

La quantità consumata tiene conto sia delle richieste di energia delle singole operazioni unitarie sia dei processi di produzione delle materie prime. Si evidenzia che la fase con un maggior consumo di petrolio è la lisciviazione (40%) seguita dalla fase di purificazione (24%) e dall'elettrolisi (23%) ciò è determinato dalla richiesta di energia del processo di produzione dell'acido solforico. Il maggior consumo di carbone si ha nella fase di purificazione (70%) e la produzione di zinco e NaOH influiscono in maniera determinante sul risultato finale. Le fasi più dispendiose di gas naturale sono la purificazione (45%) e la lisciviazione (20%).

In questo caso nella fase di lisciviazione il risultato elevato può essere dato sia dal maggior consumo di energia rispetto alle altre operazioni, sia dalla richiesta del processo di produzione dell'acido solforico al 96%. Infine le operazioni con i maggiori di consumo di acqua sono la purificazione (52%) e la lisciviazione (18%): come richiesta diretta, dovuta all'utilizzo di reagenti che vengono immessi nelle operazioni unitarie per lo svolgimento dei processi chimici; come richiesta indiretta, dovuta al consumo di acqua nei processi di produzione di energia e delle materie prime e di servizio per il funzionamento dei macchinari.

3.1.2 Consumo di risorse energetiche

Il consumo di risorse energetiche è inteso come l'energia totale consumata nel processo, derivante da tutte le risorse rinnovabili e non che sono impiegate per la produzione di energia (MJ). Le risorse coinvolte sono quelle non rinnovabili; di queste, quattro sono quelle implicate nella produzione di energia: Uranio (18%) Carbone (18%) Petrolio (35%) e Gas Naturale (29%). La fase che richiede un maggiore quantitativo energetico è la purificazione (47%).

3.1.3 Potenziali impatti ambientali

Il contributo dato al *Global Warming Potential* espresso in kg di CO_2 equivalente è maggiore nelle operazioni di purificazione (46%) e lisciviazione (29%). La componente inorganica (95%) è il *carbon dioxide*; la componente organica (5%) è il *methane*. Il contributo dato all'*Acidification Potential* espresso in kg di SO_2 equivalente è maggiore nelle operazioni di purificazione (49%) e lisciviazione (23%). La sostanza maggiormente responsabile dell'acidificazione è l'anidride solforosa (76%). Gli ossidi di azoto sono le sostanze maggiormente implicate nel processo di *Eutrophication Potential* espressi in kg di NO_3 equivalente, il valore più elevato si registra nell'operazione unitaria di purificazione (62%). The *Ozone Depletion Potential* espresso in kg di CFC-11 equivalente riguarda principalmente la fase di purificazione (77%). Nella categoria dei rifiuti prodotti l'unico componente pericoloso è il fango *(Sludge)* prodotto principalmente nella fase di cristallizzazione (89%). Tale fango ha caratteristiche di pericolosità in quanto contiene metalli pesanti in alta concentrazione.

3.1.4 Aggregazione dati dell'analisi ambientale

Possiamo concludere aggregando i valori necessari per il processo di valorizzazione normalizzati a 1 tonnellata di prodotto (Tabella 1).

Risorsa	Consumo	Unità di misura
Oil	212.855	t
Carbon	187.000	t
Natural Gas	163.000	t
Water	12.200.000	t
Energy resource	$2,8*10^9$	Mj
Global warming	1.880.000	t
Potential acidification	13.800	t
Eutrophication	1.620	t
Ozone reduction	164	kg
Sludge	468.830	kg

Tabella 1: Processo di valorizzazione delle pile alcaline

3.2 Life Cycle Costing

Il LCC determina il costo di un prodotto nel suo intero ciclo di vita e considera i costi e i carichi ambientali non solo entro i confini aziendali, ma coinvolgendo processi ed operatori a monte e a valle (Hunkeler and Rebitzer 2003).

Il metodo utilizzato è stato quello di costruire un modello adatto per i flussi di cassa che verranno utilizzati nella fase successiva del lavoro. Dapprima si sono riportati flussi di materia ottenuti dal software *Gabi* per il trattamento delle 865 t di batterie nel modello per poi inserire i diversi costi unitari e non al fine di procedere al calcolo del costo di esercizio.

Gli *output* della fase *n* che si ritrovano come *input* nella fase *n+1* non vengono considerati in quanto i due effetti si annullano a vicenda.

Si considera il costo della batteria nella fase 1 pari a zero, perché non vengono acquistate. Ne possono essere acquisite come beneficio derivante dal non portarle in discarica, perché il valore del loro recupero deriva da tale studio.

Il costo dei materiali (materie prime) è stato valutato in base ai valori riportati dal mercato finanziario nel periodo temporale 1-15 giugno 2009 (Adfvn 2009). Tali prezzi sono stati maggiorati di una quota (6,33%) relativa ai costi di trasporto, imballaggio e assicurazione (Ravn and Mazzenga 2004). I valori espressi in dollaro sono stati convertiti in euro in base al fattore di conversione 0,7558 (Adfvn 2009). Il costo delle *utilities*, per le quali non è stato considerato il mercato finanziario perché caratterizzato da valori maggiori rispetto a quelli reali, è stato valutato rispettivamente per l'energia elettrica e per l'acqua. Il costo dei rifiuti, costituti dagli *sludge*, che si presentano sottoforma di fango contenente metalli vari, in particolare *Fe* e *Cd*, è stato valutato in base al valore della batteria nel caso in cui questa non venga portata direttamente in discarica (Ferella, De Michelisa et al. 2008). Il costo della manodopera è stato ricavato dai dati (Lavoro 2009) riguardanti gli operai da imprese e società esercenti servizi ambientali. Per l'operatore generico si è optato per ciascuna fase di fare riferimento alla posizione 3A (ovvero la posizione media); per il supervisore la posizione 5A (ovvero la posizione più avanzata). Il costo del laboratorio (le prove vengono svolte come attività di verifica del campione e non di ricerca) è valutato in base al caso-studio esaminato. Il costo della manutenzione (si considera, quindi, che non si faccia *outsourcing*) è valutato pari al 3% del costo di installazione degli impianti. Tale valore è stato utilizzato in funzione degli studi proposti (Curryhydrocarbons 2009).

È opportuno precisare che trattandosi di una LCC il segno + sta ad indicare un costo: ciò comporta che gli input considerati e valutati di ciascuna fase sono considerati con segno +; mentre taluni output sono valutati con segno – (in quanto rappresentano in qualche modo un ricavo, quali ad esempio i recuperi di taluni materiali) altri con segno + (emissioni nell'ambiente circostante).

Il recupero di materie, calcolato in base al loro prezzo effettivo al pari degli altri materiali, è ottenuto dal processo di valorizzazione, che consente di immettere sul mercato lo zinco, il biossido di manganese, l'acciaio e il solfato di potassio. Inoltre dalla fase di cristallizzazione con filtrazione è possibile recuperare dei materiali per immetterli nella fase di lisciviazione (Ferella, Furlani et al. 2008). Molti servizi che non riguardano direttamente il *core* aziendale, vengono esternalizzati e quindi costituiscono dei costi che occorre sostenere: in base ad un campione di ricerca specifico del settore dei rifiuti (Axteria 2009) si assume che essi incidano per il 10% sui costi generali. Estendendo l'analisi del processo si nota che condizione necessaria per il recupero dei materiali è fare la raccolta differenziata. Questa si articola in diverse fasi che sono sintetizzate in un costo unitario pari a 500 €/t (Ferella, De Michelisa et al. 2008).

Dall’altro canto l’attività di recupero genera opportunità occupazionali, quindi costituiscono un beneficio da un punto di vista sociale, in quanto funge da volano per un processo che altrimenti non avverrebbe. Per ogni 4000 t/anno si generano un numero di posti lavoro pari alle 30 unità (Ferella, Furlani et al. 2008). Il compenso unitario è valutato facendo riferimento alla posizione 3A. Ultimo contributo economico sociale che è stato analizzato è il valore della batteria nel caso in cui questa non venga portata direttamente in discarica; tale valore si rileva essere una sottostima in quanto può accadere che alcune batterie vengano disperse nell’ambiente, tuttavia risulta impossibile riuscire a stimare tale dato per assenza di lavori scientifici sul tema. I valori laddove necessario sono stati capitalizzati in funzione del Prodotto Interno Lordo italiano: 1,8 (Unioncamere 2009) e 1,3 (IMF 2009). In ultimo, il valore del costo del ciclo di vita del prodotto “pila alcalina” lordo deve essere soggetto alla pressione fiscale, assunta pari al 43,3% (Governo 2009) al fine di ottenere il valore netto.

L’analisi del ciclo di vita del prodotto (Tabella 2) evidenzia che nell’esercizio i costi sono minori dei risparmi che si ottengono con il processo di valorizzazione in riferimento ad un impianto che tratta 865 t di batterie. L’analisi riguarda l’intera filiera produttiva e registra un valore positivo pari a – 84.790 € (un costo negativo è in realtà un ritorno economico).

Risorsa	**Valore**	**%Tot Benefici**	**%Tot Costi**
Materials cost	721.256	27%	
Utilities cost (net)	938.974	36%	
Waste cost	196.247	8%	
Labor cost	133.412	5%	
Laboratory cost	13.231	1%	
Maintenance cost	74.742	3%	
Collection cost	438.000	17%	
Services no-core cost	85.466	3%	
Materials recovery	-2.260.295		82%
Employment development	-142.103		5%
Benefit not landfill	-348.472		13%
Life Cycle Cost (Gross)	-149.541		
Tax (43,3%)			
Life Cycle Cost (Net)	-84.790		

Tabella 2: Analisi Life Cycle Costing

Analizzando nel dettaglio le componenti si rileva che la voce più dispendiosa è rappresentata dalle *utilities* (36%) ed in particolare dal consumo energetico; a seguire si rilevano in modo consistente anche i costi dei materiali (27%) e il servizio di raccolta differenziata (17%). È possibile osservare il contributo delle componenti di costo equiparabili (materiali, manodopera, rifiuti) nelle singole fasi che evidenzia come la fase di elettrolisi assorba il 47% dei costi, la lisciviazione il 25%, la purificazione il 16% e la cristallizzazione il 12%.

Dall'analisi, invece, dei ritorni economici si rileva che l'82% è legato al recupero di materie prime secondarie. Scomponendo il dato del recupero delle materie prime si rileva che il 42% è dovuto al biossido di manganese; il 27% all'acciaio e il 12% allo zinco.

3.3 La teoria delle opzioni reali

Il *Life Cycle Costing* consente di individuare il risultato di esercizio, ma al fine di definire la redditività dell'investimento occorre prospettarlo in una dimensione temporale. Si costruisce, quindi, un diagramma dei flussi di cassa (Tabella 3) in cui nell'anno 0 si considerano i costi di investimento necessari per realizzare l'impianto (Ferella, De Michelisa et al. 2008) e a partire dall'anno successivo il risultato di esercizio ottenuto precedentemente. In accordo a quanto definito dall'*Organization for Economic Co-operation and Developmen*t si considera un tempo di vita utile pari a 15 anni e un costo opportunità del capitale pari al 5%.

Time						
0	1	...	15		PV (5%)	**NPV (5%)**
- 3.340.831	84.790	84.790	84.790		880.091	**-2.460.740**

Tabella 3: Flussi di cassa e valore attuale netto

L'ipotesi di smaltimento di una portata di 865 t di batterie riguarda un progetto pilota; come l'analisi economica ha evidenziato non verrebbe recuperato l'investimento iniziale. Un caso concreto potrebbe quindi essere quello di ipotizzare un impianto caratterizzato da una capacità produttiva maggiore. Verrà ipotizzato un raddoppio e quindi una portata da smaltire pari a 1.730 t di batterie.

Per far ciò è necessario incrementare la quota dell'investimento iniziale per un importo del 50% (Ferella, Furlani et al. 2008) ma ciò comporterà, anche, una modifica di tutte le altre voci di costo e di entrata.

Gli *input* del processo di valorizzazione "subiscono" l'impatto delle economie di scala (Antonioli and Filippini 2002).

L'incertezza che caratterizza le variabili del progetto ha invece un effetto positivo: l'opzione di espansione permette di usufruire di un'opportunità che altrimenti non sarebbe possibile, come l'utilizzo di materie prime secondarie e i vantaggi derivanti dalle economie di scala.

L'analisi delle opzioni reali (Cucchiella, D'Adamo et al. 2008) è suddivisa in due *steps*: the *Underlying Stock Price Lattice* (che è definita utilizzando il modello binomiale di *Cox-Rubinstein*, Tabella 4) e l'*Option Valuation Lattice* (Tabella 5) che richiede l'utilizzo di uno specifico algoritmo e della probabilità neutra di rischio.

Nell'opzione di espansione l'*underlying value* è il valore del sottostante nell'ipotesi in cui vi sia assenza di opportunità strategiche, che corrisponde al valore attuale (PV) del progetto; il valore dello *strike* (I_E) è la porzione di investimento addizionale necessaria per esercitare l'opzione e il fattore di espansione (a) definisce la relazione tra il valore attuale nello scenario di espansione e il valore attuale nello scenario base.

L'algoritmo di riferimento utilizzato è il $max\ (PV;\ a*PV - I_e)$.

Il *risk-free* utilizzato è lo stesso di quello utilizzato per il calcolo del valore attuale netto; il *time to maturity* è assunto a 8 anni e i *dividends* sono pari a zero non essendo il progetto sottoposto a pagamenti.

Year	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
											8.235
										6.585	
									5.265		5.265
								4.210		4.210	
							3.367		3.367		3.367
						2.692		2.692		2.692	
					2.153		2.153		2.153		2.153
				1.721		1.721		1.721		1.721	
			1.376		1.376		1.376		1.376		1.376
		1.101		1.101		1.101		1.101		1.101	
	880		880		880		880		880		880
		704		704		704		704		704	
			563		536		563		563		563
				450		450		450		450	
					360		360		360		360
						288		288		288	
							230		230		230
								184		184	
									147		147
										118	
											94

Tabella 4: Underlying Stock Price Lattice

Year	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
											50.316
										39.604	
									31.127		31.546
								24.420		24.726	
							19.117		19.334		19.544
						14.924		15.073		15.213	
					11.612		11.707		11.794		11.869
				8.996		9.051		9.096		9.130	
			6.934		6.957		6.096		6.972		6.962
		5.312		5.309		5.296		5.275		5.241	
	4.176		4.017		3.984		3.941		3.890		3.825
		3.013		2.965		2.904		2.831		2.754	
			2.182		2.111		2.024		1.918		1.819
				1.517		1.427		1.313		1.164	
					997		894		759		536
						609		507		375	
							348		272		230
								202		182	
									145		147
										117	
											94

Tabella 5: Option Valuation Lattice

Il valore dell'opzione di espansione, pari a 3.295.671 €, è dato dalla differenza tra i valori della colonna t=0 dell'*Option Valuation Lattice* e dell'*Underlying Stock Price Lattice.* Nel caso studio proposto si procede in tutti i casi all'acquisto dell'opzione di espansione (i valori della colonna t=10 della Tabella 5 ono maggiori dei valori della colonna t=10 della Tabella 4).

Il Valore Attuale Netto Esteso, è dato dalla somma del Valore Attuale Netto e il valore derivante dall'applicazione delle opzioni reali. Nello specifico:

extended NPV = NPV + option to expand

834.931 = - 2.460.740 + 3.295.671

4. Conclusioni

In questo lavoro sono presentate le valutazioni ambientali ed economiche di un progetto riguardante il settore dei rifiuti.

Il primo risultato pone in risalto l'elevato consumo del petrolio e le emissioni significative dell'anidride carbonica che determina un significativo incremento del riscaldamento globale.

Il secondo risultato dimostra come il tradizionale metodo del Valore Attuale Netto non consentirebbe di giustificare l'investimento a causa di una capacità produttiva (di smaltimento) dell'impianto ridotta; il metodo delle Opzioni Reali fornisce, invece, un risultato positivo.

La *Green Supply Chain Management* valutata con la *Life Cycle Assessment – type Life Cycle Costing Extended extended to Real Options*, consente di valutare il potenziale impatto ambientale del prodotto durante il suo intero ciclo di vita, di ridurre tanto i rifiuti prodotti quanto i costi e di costituire un test valido per definire la profittabilità degli investimenti.

5. Bibliografia

Adfvn. (2009). "http://it.advfn.com/."

Antonioli, B. and M. Filippini (2002). "Optimal Size in the Waste Collection Sector." Review of Industrial Organization **20**(3): 239-252.

Axteria. (2009). "http://www.axteria.it/."

Cucchiella, F., I. D'Adamo, et al. (2008). "Highway project management through real option." Journal of European Economy **7**: 38-54.

Curryhydrocarbons. (2009). "http://www.curryhydrocarbons.ca/."

EBRA (2008). "http://www.ebrarecycling.org/."

Ferella, F., I. De Michelisa, et al. (2008). "Process for the recycling of alkaline and zinc–carbon spent batteries." Journal of Power Sources **183**(2): 805-811

Ferella, F., G. Furlani, et al. (2008). Hydrometallurgical plant to recycle alkaline and Zn-C spent batteries : process and economic analysis. WasteEng08: 2nd International Conference on Engineering for Waste Valorisation. Grecia.

Freitas, M. B. J. G., V. C. Pegoretti, et al. (2007). "Recycling manganese from spent Zn-MnO2 primary batteries." Journal of Power Sources **164**: 947–952.

Governo. (2009). "http://www.governo.it/."

Hervani, A. and M. Helms (2005). "Performance measurement for green supply chain management." Benchmarking: An International Journal **12**(4): 330-353.

Hunkeler, D. and G. Rebitzer (2003). "Life Cycle Costing - Paving the Road to Sustainable Development?" The International Journal of Life Cycle Assessment **8**(2): 109-110.

IMF. (2009). "http://www.imf.org/external/index.htm."

Inobat. (2009). "http://www.inobat.ch/."

Lavoro, M. d. (2009). "http://www.lavoro.gov.it/lavoro/."

Liamsanguan, C. and S. H. Gheewala (2007). "LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems." Journal of Environmental Management **1**(7): 132-138.

Ravn, M. O. and E. Mazzenga (2004). "International business cycles: the quantitative role of transportation costs." Journal of International Money and Finance **23**(4): 645-671.

Settanni, E. (2006). LCA-type Life Cycle Costing: note metodologiche ed applicazione alla produzione di energia ed al recupero di materia. Politiche Energetiche e Ambiente. H. Franchini and A. Sileo.

Toro, L., F. Vegliò, et al. (2004). European Patent Application EP1684369: Process and plant for the treatment of run-down batteries

Unioncamere. (2009). "http://www.unioncamere.it/."

Wycherley, I. (1999). "Greening supply chains: the case of the Body Shop International." Business Strategy and the Environment **8**(2): 120-127.

Environmental labelling: definition of product categories in the travel and tourism industry

Camillo De Camillis[1], Andrea Raggi[2], Luigia Petti[2]

[1]Dip. di Scienze, [2]Dip. Scienze Aziendali, Statistiche, Tecnologiche ed Ambientali
Università degli Studi "G. d'Annunzio"
viale Pindaro, 42, 65127 Pescara, Italy
c.decamillis@gmail.com, a.raggi@unich.it, l.petti@unich.it

Abstract

The travel and tourism sector is one major contributor to the environmental impacts of consumption and production systems worldwide.
A recent critical review pointed out some weaknesses of Life Cycle Assessment (LCA) in the travel and tourism industry. To start overcoming these obstacles, a tourist product is defined in this paper bearing in mind the life cycle perspective. A first attempt to identify specific tourist products and their categories is also made in this work in order to delimit the scope of tourism LCA, and to create a strong conceptual basis for a further definition of detailed product categories for some forms of environmental labels and declarations. Further research developments are advocated to outline product-specific guidelines (i.e. product category rules) enabling to render LCA studies in this sector comparable and robust.

Introduction

The high growth rate that has characterized the tourism market over the last decades has established the tourism industry as one of the main sectors of the world economy, and this trend is estimated to continue (UNWTOa, 2008). A huge amount of GHG emissions and other environmental pressures can be attributed to travel and tourism, especially when connections with other industries are also taken into account (Druckman, Jackson, 2009; UNWTO UNEP WMO 2008).

Life Cycle Assessment (LCA) is a comprehensive and robust instrument to effectively assess the environmental issues of products and services along their life cycles (ISO 14040:2006, ISO 14044:2006). It can also be a supporting tool for ecodesign (ISO/TR 14062:2002), and it is one of the underlying methodologies of environmental labels and declarations for products (ISO 14020:2000).

A critical review of LCA case studies in the tourism sector (De Camillis et al 2010) has highlighted a limited number of studies in this sector, as well as several methodological flaws. Different approaches and criteria were adopted by practitioners, even for the same study objects; thus, results were mostly not comparable. Also the lack of sector-specific LCA databases might have made the LCA implementation resource intensive and uncomplete in a few cases. In addition, it was remarked that the most common impact assessment methods do not consider all the local issues, to which tourists are usually particularly sensitive (e.g. landscape disruption, drinkable water depletion, acoustic and olfactory pollution).

Therefore, it can be agreed that there is a need of LCA guidelines in the travel and tourism sector to make the process of LCA implementation easier, and to provide LCA practitioners with a common methodological framework. To start filling this gap, in this paper a tourist product is defined bearing in mind the life cycle perspective. Then, a first attempt to identify specific tourist products and their categories is made to delimit the scope of tourism LCA, and to create a strong conceptual basis for a further definition of detailed product categories for tourist eco-labels (e.g.:

Type-I and Type-III eco-labels). A few research developments are, finally, advocated to render LCA studies in this sector comparable and robust.

2. Tourist product

According to the United Nations World Tourism Organization (UNWTO, 2008b), "tourism comprises the activities of persons travelling to and staying in places outside their usual environment for not more than one consecutive year for leisure, business and other purposes". Even if in the scientific community there is no general consensus on the definition of tourism as a distinct industry (Leiper, 2008; Chadwick, 1994), it can be argued that tourism is a form of production fundamentally different from other industries (Lew et al., 2004). In fact, tourism output is not a simple product but, rather, a wide range of goods and services interacting to fulfil a tourist experience that comprises both tangible parts (e.g. hotel, restaurant, airline) and intangible aspects (e.g. sunset, scenery, mood) (Debbage, Daniels, 1998). The actual purchase and consumption/production of tourist services (e.g. airline seat, meal, admission ticket) may often be incidental to "non-market" activities, such as independent sightseeing, hiking, or sunbathing (Lew et al., 2004). According to Judd (2006), the actual product of tourism is the tourist's experience which is generated by several social and economic actors. Middleton (1989) observes that the term "tourist product" is used at two different levels: the "specific" level (a discrete product offered by a single business, such as a sightseeing tour or an airline seat) and the "total" level (the complete experience of a tourist from the time one leaves home to the time one returns).

From the above considerations, it can be deduced that a tourist's experience is the outcome of a tourist product at a "total" level. Such a product can be seen as a system whose components (products and services) are the tourist products at a "specific" level, which are provided by several actors and may be incidental to "non-economic" activities. The components of a tourism system were classified by Goeldner and Ritchie (2006) into four broad categories (Table 1): natural environment, built environment, operating sector, and spirit of hospitality and cultural resources. Besides the "non-economic" activities, a wide range of organisations can be identified in tourism production. In particular, the "natural environment" should be mostly preserved by public administrations and agencies through maintenance and appreciation activities. This stakeholder is also concerned with promotion initiatives of tourism systems, as well as with territorial planning activities of the "built environment". Construction companies provide the tourism system with facilities (the "built environment"). Finally, the "operating sector" is characterised by a number of economic operators which are responsible for the design and management of travel and tourist activities. Such operators can be different according to the specific forms of tourist experience (e.g. coastal, urban, cultural, winter, rural). If a tourism form is, then, considered to be a kind of tourist experience commoditisation (Graburn, 2004), or in other words a tourist product at a "total" level, several categories of tourist operators can be outlined according to tourism forms. Taking into account just a few tourism forms, as defined by the scientific community, we identified "specific" travel modes and tourist activities. Table 2 illustrates the main travel modes (passenger transport modes to reach destinations and go back home, and means of transport usable at tourist destinations). Regarding tourist activities, they were grouped in various forms of accommodation, and in other tourist activities (e.g. food service, entertainment, and recreational businesses). Both categories of tourist companies are listed in Table 3.

Components of a tourism system	Description
Natural environment	Air and climate, physiography of the region, landforms, terrain, flora, fauna, bodies of water, beaches, natural beauty, and water for drinking, sanitation, and similar uses.
Built environment	*Infrastructures*: water supply systems, sewage disposal systems, gas lines, electrical lines, drainage systems, communications networks, and many commercial facilities. *Superstructures*: airports, railroads, roads, drives, parking lots, parks, marinas and dock facilities, bus and train station facilities, resorts, hotels, motels, restaurants, shopping centres, places of entertainment, museums, stores, and similar structures.
Operating sector	Transportation, accommodation, food service, attraction use/visit
Spirit of hospitality and cultural resources	*Spirit of hospitality:* all the work- and leisure-related behaviours such as attitude of the residents toward visitors, courtesy, friendliness, sincere interest, willingness to serve and to get better acquainted with visitors, and other manifestations of warmth and friendliness. *Cultural resources*: language, customs, and religions of the residents, fine arts, literature, history, music, dramatic art, dancing, shopping, sports, and other activities.

Table 1: Tourism system components
(source: adapted from: Goeldner, Ritchie, 2006)

Tourism forms	Travel options other than local transport	Local transport modes
Coastal (Bramwell 2004)	Bus Car* Motorcycle Train Airplane Ferry Vehicles equipped for camping Bicycle**	Bus, car, scooter, bicycle, rollerblade, trolleybus, underground
Urban (Selby 2004) Cultural (Richards 2006)		Bus, car, scooter, bicycle, trolleybus, underground, cableway, boat (e.g. in Venice and Amsterdam)
Winter (Unbehaun et al. 2008)		Ski-lift, chair lift, bus, car
Ecotourism (Gee, Fayos-Solá 1997; UNWTO, UNEP 2002)		Cableway, chair lift, bus, car, bicycle, boat, animals (e.g. horse, donkey, mule, camel, dromedary, elephant)
Rural (Gee, Fayos-Solá 1997; UNWTO 2004)		Bicycle, horse
Special events (Goldblatt 2004; Getz 2008)		Bus, car, scooter, bicycle, trolleybus, underground,
Religious (Timothy, Olsen 2006)		Bus, car, scooter, bicycle, trolleybus, underground
Cruise (Dowling 2006; Véronneau, Roy 2009)	Cruise ship***	Bus, car, motorcycle, train, airplane, ferry, scooter, bicycle, trolleybus, underground, cableway, boat, animals (e.g. horse, donkey, mule, camel, dromedary, elephant)

* Taxi is included in this item

** So far bicycle can be considered a long-distance transport mode only in those countries well equipped with cycle-lanes (e.g. The Netherlands).

*** Cruise tourists can use the above mentioned transport modes to reach the port of embarkation and go back home

Table 2: Main transport modes

Tourism forms	Accommodation businesses	Other tourist organisations*
Coastal (Bramwell 2004)	Hotel, inn, B&B, guest house, youth hostel, residence, holiday village, campsite	Organisations involved in the rental/storage of beach facilities (e.g. umbrella, deckchair) Sport shop and other organisations involved in the rental/storage of sport equipment (e.g. surf, windsurf, canoe) Sport centre (e.g. beach volleyball field, beach soccer field, swimming pool, diving, aqua gym, bowls field, gym, surfing, tennis table, bagatelle) Private beach Souvenir shop, cosmetics shop Restaurant, snack bar, café, ice-cream parlour Pub, discothèque, cinema
Urban (Selby 2004)	Hotel, inn, B&B, guest house, youth hostel, residence	Museum, art gallery, exhibition, theatre, cinema, concert, fair, sport event Tourist organisations involved in sightseeing and guided tours Souvenir shop, market Restaurant, fast food, snack bar, café, ice-cream parlour, confectionery Pub, discothèque
Cultural (Richards 2006)	Hotel, inn, B&B, guest house, youth hostel, residence	Museum, art gallery, exhibition, theatre, cinema, concert, fair, sport event Tourist organisations involved in sightseeing and guided tours Souvenir shop, market Restaurant, fast food, snack bar, café, ice-cream parlour, confectionery
Winter (Unbehaun, et al. 2008)	Hotel, inn, B&B, guest house, youth hostel, residence, campsite	Ski plant, ice-skating rink Ski school Ski shop and other organisations involved in the rental/storage of ski equipment (e.g. ski, ski boots, snowboard) Souvenir shop, cosmetics shop Restaurant, snack bar, confectionery, café
Ecotourism (Gee, Fayos-Solá 1997; UNWTO, UNEP 2002)	Mountain refuge, hotel, inn, B&B, guest house, youth hostel, residence, campsite	Horse riding centre Tourist organisations involved in sightseeing and guided tours Restaurant, snack bar, café, confectionery
Rural (Gee, Fayos-Solá 1997; UNWTO 2004)	Farm holiday centre	Horse riding centre Sport centre (e.g. golf course, swimming pool, tennis court, table tennis, gym, pitch and putt) Restaurant
Special events (Goldblatt 2004; Getz 2008)	Hotel, inn, B&B, guest house, youth hostel, residence, campsite	Organisations involved in the design and management of events (e.g. Expo, Olympic games, FIFA world cup) Event-related shop and stall (e.g. sale of flags, scarves, souvenirs) Restaurant, fast food, snack bar, café, ice-cream parlour, confectionery
Religious (Timothy, Olsen 2006)	Hermitage, convent, hotel, inn, B&B, guest	Museum, exhibition Tourist organisations involved in sightseeing and guided tours of cult

Tourism forms	Accommodation businesses	Other tourist organisations*
	house, youth hostel, residence, campsite	places (e.g. church, mosque, synagogue) Souvenir shop Restaurant, fast food, snack bar, café, ice-cream parlour, confectionery
Cruise (Dowling 2006; Véronneau, Roy 2009)	Cabin in cruise ship	Tourist organisations involved in sightseeing and guided tours Sport centre (e.g. swimming pool, pitch and putt, table tennis, gym, bowling) Wellness centre (e.g. sauna, massage parlour) Restaurant, snack bar, café, ice-cream parlour Casino, cinema, library, amusement arcade, discothèque Kindergarten Duty free shop, beautician, hairdresser

* Even if these organisations have been here indicated as touristic, it should not be neglected that they may also provide services to residents; for that reason, these services are normally categorised in sectorial classes other than tourism.

Table 3: Main tourist organisations

Besides the above-mentioned travel and tourist activities, several intermediaries are also involved in the tourism production and distribution and could be included in the “operating sector” component of the tourism system. Buhalis and Laws (2001) recognise three different types of intermediaries, i.e. outgoing travel agencies (retailers), tour operators (wholesalers) and incoming (handling) travel agencies based at destinations. In particular, an outgoing travel agency serves as sales channel for tourist specific activities and wholesalers. Tour operators buy individual tourist services (e.g. transport and accommodation) from their suppliers (e.g. carriers and hotels) and assemble them into holiday packages (Ujma, 2001). Finally, incoming travel agencies plan tour packages on a destination level and act as intermediary between tour operator and specific tourist activities (Buhalis, Laws, 2001). Nowadays, also thanks to the Internet potential, travellers may buy various transport and tourist products at a “specific” level (Tables 1 and 2) directly from producers or through a number of intermediaries. Tourists may also use various tourism distribution channel types for one holiday. For example, they could use an outgoing travel agent for a ‘seat only’ charter product, and book directly accommodation, restaurants and other tourist services (Buhalis, Laws, 2001).

3. Product categories

In line with findings of the previous section, travel and tourism might be considered as a non-conventional sector, which includes transport enterprises, accommodation businesses, travel agencies and tour operators (the travel trade), governmental agencies responsible for tourism programs and tourist public facilities, and other tourist activities (i.e. food service, entertainment, recreational businesses).

Within the broad scope of this particular sector, a number of product categories can be identified in the framework of Type I and III environmental labeling forms. Table 4, which cannot be considered as a comprehensive framework, lists the major product categories directly involved in the production of travel and tourist services.

Bearing in mind the categorization made in Tables 2 and 3, product categories were roughly outlined according to the UN Central Product Classification (CPC) (UN, 2008), which is the reference code used by the "International EPD System", the Swedish programme operator for the Type III environmental declaration scheme called Environmental Product Declaration (EPD). Beyond the product classes presented in Table 4, further and more detailed product categories might be identified, also in relation with specific forms of tourism.

4. Conclusions

The scope of the research on tourism LCA has been identified in this paper. In particular, tourist product has been defined according to a life cycle perspective. Then, specific tourist products and their categories were outlined to clearly identify object study of LCA applications in the travel and tourism industry. On this insight basis and taking into account both international guidelines on LCA (European Commission, 2010) and other methodological approaches specifically proposed for tourism LCA (De Camillis, 2010), product category rules might be developed for a number of tourist products. These rules would be helpful to render detailed LCA studies comparable and robust, as well as to foster the dissemination of performance-based ecolabelling forms, such as Type III environmental declaration schemes. Moreover, criteria of Type I environmental label (e.g. the EU eco-label) could be improved by deriving environmental hot spots from LCA case studies implemented according to these scientific rules.

Tourism producers	General product categories	Groups of product categories (product group code)	Product categories (product class code)
Transport enterprises	Passenger transport services	Local transport and sightseeing transportation services of passengers (641)	Urban and suburban land transport services (6411) Local water transport services (6412) Sightseeing transportation services (6413)
		Long-distance transport services of passengers (642)	Interurban railway transport services (6421) Interurban road transport services (6422) Long-distance water transport services (6423) Air transport services (6424) Space transport services (6425)
Accommodation businesses	Accommodation services	Accommodation services for visitors (631)	Room or unit accommodation services for visitors (6311) Camp site services (6312) Recreational and vacation camp services (6313)
Other tourist organizations	Tourist services at a "specific" level	Museum and preservation services (964)	Museum and preservation services of historical sites and buildings (9641) Botanical, zoological and nature reserve services (9642)

Tourism producers	General product categories	Groups of product categories (product group code)	Product categories (product class code)
		Performing arts and other live entertainment event presentation and promotion services (962)	Performing arts event promotion and organization services (9621) Performing arts event production and presentation services (9622) Other performing arts and live entertainment services (9629)
		Sports and recreational sports services (965)	Sports and recreational sports event promotion and organization services (9651) Sports and recreational sports facility operation services (9652) Other sports and recreational sports services (9659)
		Other education and training services and educational support services (929)	Other education and training services (9291): Cultural education services (92911); sports and recreation education services (92912).
		Other amusement and recreational services (969)	Amusement park and similar attraction services (9691) Gambling and betting services (9692) Coin-operated amusement machine services (9693) Other recreation and amusement services (9694)
		Audiovisual and related services (961)	Motion picture projection services (9615)
		Beauty and physical well-being services (972)	Physical well-being services (9723)
		Food serving services (633)	Meal serving services with full restaurant services (6331) Meal serving services with limited services (6332)
		Beverage serving services (634)	Beverage serving services (6340)
		Specialized store retail trade services (612)	Specialized store retail trade services in: Food, beverages and tobacco (6122) Textiles, clothing and footwear (6123) Miscellaneous consumer goods (6125) Chemical and pharmaceutical products (6127) – Perfumery articles, cosmetic articles and toilet soaps (61275)

Table 4: Major product categories of the travel and tourism industry

Tourism producers	General product categories	Groups of product categories (product group code)	Product categories (product class code)
Other tourist organizations	Tourist services at a "specific" level	Other social services without accommodation (935)	Child day-care services (9351)
		Services furnished by other membership organizations	Religious services (9591)
Travel agencies and tour operators	Arrangement and reservation of tourist services at a "specific" level Package holiday	Travel arrangement, tour operator and related services (855)	Reservation services for transportation (8551) Reservation services for accommodation, cruises and package tours (8552) Other reservation services (8553) Tour operator services (8554) Tourist guide services (8554) Tourism promotion and visitor information services (8556)

Table 4: (continued)

References

Bramwell, B 2004, Coastal Mass Tourism: Diversification and Sustainable Development in Southern Europe, Channel View Publications, Clevedon, UK.

Buhalis, D & Laws, E 2001, Tourism Distribution Channels: Practices, Issues and Transformations, Continuum International Publishing Group, London, UK.

Chadwick, RA 1994, 'Concepts, definitions, and measures used in travel and tourism research', in: Ritchie, JRB & Goeldner CR (Eds) Travel, Tourism, and Hospitality Research: A Handbook for Managers and Researchers, John Wiley & Sons, New York, NY, USA, pp. 65-80.

De Camillis, C 2010, Towards Environmental Sustainability of Tourism: Life Cycle Thinking Approaches and Tools, PhD thesis, Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara, Italy.

De Camillis, C, Raggi, A & Petti, L 2010, 'Tourism LCA: state-of-the-art and perspectives', The International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 15, no. 2, pp. 148-155.

Debbage, KG & Daniels, P 1998, 'The tourist industry and economic geography: missed opportunities', in: Ioannides, D & Debbage, K (Eds) The Economic Geography of the Tourist Industry: A Supply-side Analysis, Routledge, New York, NY, USA, pp. 17-30.

Dowling, RK 2006, Cruise Ship Tourism, CABI Publishing, Oxfordshire, UK.

Druckman, A & Jackson, T 2009, 'The carbon footprint of UK households 1990-2004: A socio-economically disaggregated, quasi-multi-regional input-output model', Ecological Economics, vol. 68, no. 7, pp. 2066-2077.

European Commission 2010, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. European Commission, Joint Research Centre (JRC), Institute for Environment and Sustainability (IES), Ispra, Italy.

Gee, CY & Fayos-Solá, E 1997, International Tourism: A Global Perspective, UNWTO, Madrid, Spain.

Getz, D 2008, 'Event tourism: Definition, evolution, and research', Tourism Management, vol. 29, no. 3, pp. 403-428.

Goeldner, CR & Ritchie, JRB 2006, Tourism: Principles, Practices, Philosophies, John Wiley and Sons, New York, NY, USA.

Goldblatt, JJ 2004, Special Events: Event Leadership for a New World, Wiley, Hoboken, NJ, USA.

Graburn, NHH 2004, 'The anthropology of tourism', in: Williams, S (Ed), Tourism: Critical Concepts in the Social Sciences, Routledge, New York, NY, USA. pp. 91-112.

Judd, DR 2006, 'Commentary: Tracing the Commodity Chain of Global Tourism', Tourism Geographies, vol. 8, no. 4, pp. 323-336.

Leiper, N 2008, 'Why *the tourism industry* is misleading as a generic expression: the case for the plural variation *tourism industries*', Tourism Management, vol. 29, no. 2, pp. 237-251.

Lew, AA, Hall, CM & Williams AM 2004, A Companion to Tourism, Blackwell Publishing Oxford, UK.

Middleton, VTC 1989, 'Tourist product', in: Witt, SF & Moutinho L (Eds), Tourism Marketing and Management Handbook, Prentice-Hall, Hemel Hempstead, pp. 573-576.

Richards, G 2006, Cultural Tourism: Global and Local Perspectives, The Haworth Hospitality Press, Binghamton, NY, USA.

Selby, M 2004, Understanding Urban Tourism: Image, Culture and Experience, IB Tauris, London, UK.

Timothy, DJ. & Olsen, DH 2006, Tourism, Religion and Spiritual Journeys, Routledge, New York, NY, USA.

Ujma, D 2001, 'Distribution channels for tourism: theory and issues', in: Buhalis, D & Laws, E (Eds). Tourism Distribution Channels: Practices, Issues and Transformations, Continuum International Publishing Group, London, UK, pp. 33-52.

UN 2008, Central Product Classification (CPC) Ver.2, Detailed structure and correspondences of CPC Ver.2 subclasses to ISIC Rev.4 and HS 2007, United Nations Statistics Division, New York, NY, USA.

Unbehaun, W, Probstl, U & Haider, W 2008, 'Trends in winter sport tourism: challenges for the future', Tourism Review, vol. 63, no. 1, pp. 36-47.

UNWTO 2008a, Tourism Highlights 2008 Edition, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.

---- 2008b, Tourism Market Trends, 2007 Edition - World Overview, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.

UNWTO, 2004, Rural Tourism in Europe: Experiences, Development and Perspectives, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.

UNWTO UNEP 2002, World Ecotourism Summit – Final Report, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.

UNWTO UNEP WMO 2008, Climate Change and Tourism: Responding to Global Challenges, United Nations World Tourism Organization, Madrid, Spain.

Véronneau, S & Roy, J 2009, 'Global service supply chains: An empirical study of current practices and challenges of a cruise line corporation', Tourism Management, vol. 30, no. 1, pp. 128-139.

La valutazione ambientale del ciclo di vita di un edificio. Tre banche dati a confronto

Autori: Francesca Bramati[1], Sara Mazzoleni[1], Enrico De Angelis[1], Giovanni Dotelli[2]
[1] Dipartimento BEST, [2] Dip. di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta"
Politecnico di Milano – piazza Leonardo da Vinci, 32 – 20133 Milano
Email coordinatore: enrico.deangelis@polimi.it

Sommario

L'articolo ha come obiettivo il confronto tra tre differenti banche dati europee per la stima degli impatti ambientali, finalizzato sia a valutare la portabilità delle tecniche della LCA nella prassi professionale della stima delle prestazioni dei sistemi edilizi, ad oggi principalmente svolta con discutibili, quanto diffusi, sistemi a punteggio, sia a comprendere la loro reale utilizzabilità con sistemi costruttivi normalmente considerati "ad elevate prestazioni" (a basso impatto ambientale nel loro ciclo di vita), ovvero quelli che si basano sulle tecnologie del legno. La ricerca trae spunto da una tesi di laurea in Ingegneria Edile, durante la quale si sono sviluppate le analisi di impatto ambientale di un edificio residenziale reale, una palazzina di tre piani realizzata all'interno del progetto CASE dell'Aquila. Nello sviluppo della ricerca, si sono aggiunte all'analisi i risultati ottenuti a partire da una banca dati contestualizzata nel nostro Paese, anche se ancora in fase di sviluppo e validazione, realizzata da ICT-CNR per conto del consorzio ITACA.

Il caso di studio

L'oggetto del presente studio è un edificio residenziale realizzato in Abruzzo a seguito del terremoto del 2009, nell'ambito del progetto CASE sopra citato. Tutti gli edifici realizzati in questo intervento, per una capacità abitativa di oltre 12.000 persone, su suggerimento della Commissione Tecnico Scientifica del Dipar-timento Protezione Civile, sono stati realizzati su una piastra in calcestruzzo isolata dinamicamente dal suolo mediante l'utilizzo di calotte sferiche (friction pendulum) di circa 20 x 60 metri, hanno tre piani e prestazioni (anche energetiche) diverse al variare dell'azienda realizzatrice, in quanto elementi di valutazione dell'offerta economicamente più vantaggiosa per l'affidamento degli appalti di progettazione e realizzazione delle opere.

La scelta degli edifici del progetto CASE come caso di studio è motivata sia dalla relativa novità delle tec-nologie adottate (di scarsa diffusione per i costi relativamente più alti delle tecnologie correnti a muratura portante o a telaio in calcestruzzo armato, ma necessarie per le esigenze di rapidità della realizzazione di emergenza) sia dalla sostanziale uniformità delle tipologie edilizie realizzate, a partire dalla piastra isolata di cui sopra. La valutazione dell'impatto non si riferisce, infatti, all'intervento in quanto tale ma alle tecnologie costruttive utilizzate nello specifico e non si è estesa alla piastra citata e alle sue fondazioni, anche se, effettivamente, a diverse tecnologie costruttive corrispondono carichi diversi e, quindi, anche strutture di fondazione con costi economici e ambientali potenzialmente diversi l'una dall'altra.

L'edificio in oggetto è completamente in legno, realizzato mediante i citati pannelli multistrato ad assi incrociati, utilizzati sia come piastre di solaio che come setti verticali portanti e di irrigidimento; è composto da tre piani fuori terra uguali, per un ingombro lordo di 14x48 m e per un'altezza di 10 m circa, al di sopra della piastra in c.a. sulla quale i setti sono vincolati.

I lati lunghi dell’edificio in questione sono orientati a Nord-Ovest e Sud-Est e su quest’ultimo lato è presente, ad ogni piano, un lungo terrazzo privato (non a ballatoio, le relative pertinenze sono separate dall’estensione all’esterno dei pannelli portanti, che fungono da divisori), che ha anche la funzione di limitare ombreggiare la facciata nel periodo estivo. All’interno dell’edificio sono distribuiti 27 appartamenti diversi (cinque tagli), per una superficie utile complessiva pari a poco più di 1400 m^2 e una capa-cità abitativa di 80 abitanti circa.
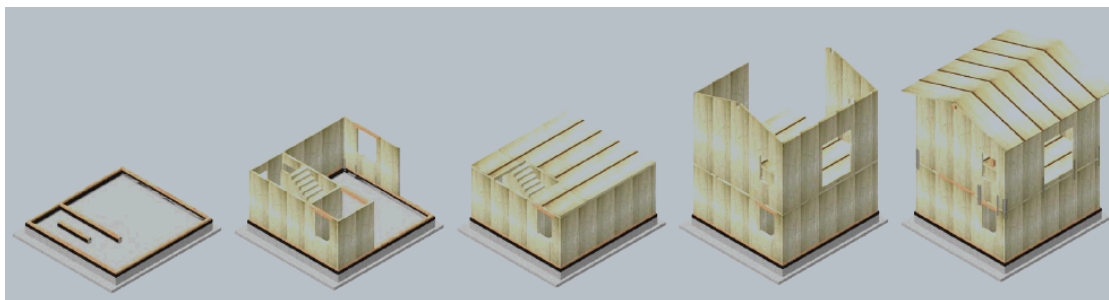
Figura 1: Schematizzazione della sequenza costruttiva per edifici in X-Lam: cordoli di appoggio, pannelli verticali e inclinati (scale) quindi solai interni, quindi ancora, piani successivi, fino alla copertura, anch’essa in X-Lam

I pannelli in legno ad assi incrociati, tecnologia costruttiva che risale all’inizio degli anni ’90, ha un utilizzo crescente, grazie ad alcuni vantaggi che offre, prima tra tutti l’elevata industrializzazione delle fasi di costruzione, in quanto l’edificio può essere realizzato a partire dall’assemblaggio di porzioni prefabbricate di grandi dimensioni. Questi pannelli sono costituiti da tre o più strati ortogonali di elementi (segati di forma diversa) in legno massiccio accostati l’un l’altro, fino a raggiungere lo spessore necessario (normalmente da poco più di 6 a circa 35 cm), tenuti insieme da uno spessore di colla termoindurente. Dopo l’incollaggio, i pannelli vengono tagliati e rifiniti come richiesto dal progetto, in officina, con macchine a controllo numerico; hanno tutti una larghezza standard e una lunghezza variabile, quest’ultima limitata unicamente dai problemi di trasporto. Risultano essere composti per il 99,4% da legno e per il restante 0,6% da colla e arrivano in cantiere numerati e pronti per la messa in opera (già predisposti ad accogliere porte, finestre o eventuali cavedi) mediante collegamenti meccanici.

1. I pannelli di legno verticali che realizzano **pareti interne e perimetrali portan**ti sono di 11 cm di spessore. Sono stati appoggiati e vincolati con angolari (6 chiodi e 2 viti) alla piastra in C.A. previa posa di una sezione di base in larice; il collegamento tra pareti ortogonali viene realizzato mediante incastro in fresature predisposte e successivo inserimento di viti auto foranti di diametro variabile (necessarie per garantire la stabilità dell’opera in caso di eventi sismici).
2. Anche le **scale di collegamento** tra i piani sono in legno e parzialmente prefabbricate: le rampe sono realizzate da travi a ginocchio da pianerottolo a pianerottolo in legno lamellare, sulle quali sono realizzati pedata e alzata dei gradini, in pannelli in legno, fissate tramite viti e profili angolari.
3. Il **solaio** è in pannelli ad assi incrociati di spessore maggiore (18,1 cm), giuntati sia tra di loro che alle pareti sottostanti impiegando profili metallici e viti auto foranti. Essi costituiscono, dove previsto, l’elemento di supporto del balcone.
4. La **copertura** è stata realizzata con dei pannelli inclinati posti sopra l’ultimo solaio e da esso distanziati. Il collegamento avviene in modo del tutto analogo a quanto visto per pareti e solai.

5. **Posa e montaggio**: i fissaggi e i collegamenti metallici tra gli elementi in legno sono stati conteggiati in dettaglio la posa dei pannelli prefabbricati è avvenuta con mezzi meccanici di sollevamento, secondo una sequenza prestabilita: pannelli numerati e fatti ad hoc.

Per assicurare i livelli di isolamento termo-acustico previsti (in Tabella 1 sono riportati gli spessori e le trasmittanze termiche degli elementi dell'involucro degli edifici), ai relativamente piccoli spessori portanti di pareti e dei solai sono stati aggiunti strati aggiuntivi, oltre che finiture interne ed esterne:

- Sul lato interno delle pareti perimetrali sono stati aggiunti 5 cm di isolante in lana di roccia, intervallata dai montanti metallici di supporto ai pannelli di cartongesso di rivestimento. Sul lato esterno delle stesse pareti, è stato posto uno strato di sughero di 3 cm (trattato per resistere all'attacco degli insetti) in grado di aumentare l'isolamento termico e acustico della facciata, intervallato dai listelli in abete di supporto dei pannelli di finitura in fibrocemento, posati a giunto orizzontale aperto (1 cm) per garantire la microventilazione di un'intercapedine di spessore minimo (1 cm), tra i pannelli stessi e il sughero. Nel computo degli impatti delle pareti perimetrali sono stati conteggiati anche i fissaggi meccanici in acciaio zincato, ripartiti forfettariamente nella misura di 4/8 della massa totale, misura, questa, ricavata da dichiarazioni della ditta realizzatrice.
- Le partizioni interne portanti (i divisori tra appartamenti o verso vano scala) sono pannelli ad assi incrociati rivestiti su entrambi in cartongesso e strato di isolante in lana di roccia su orditura metallica. Quelle non portanti sono realizzate in cartongesso su orditura metallica, con interposto uno strato di lana di roccia di 5 cm.
- I solai interni, all'intradosso, sono lasciati a vista (pannello ad assi incrociati), mentre la loro pavimentazione, è realizzata con la seguente stratigrafia, dalla superficie di estradosso del solaio verso l'alto: (1) pannelli anticalpestio in legno (Gutex spess. 2 cm), (2) pannello in fibra di gesso (spess. 3 cm), pannello in fibra di legno (spess. 3,6 cm), rivestimento finale in parquet prefinito (spess. 0,7 cm) semplicemente appoggiato. La pavimentazione del solaio inferiore prevede uno strato di isolamento di 14 cm di spessore realizzato in XPS e sotto di questo un riempimento in malta di altezza media tale da recuperare quella del cordolo di appoggio delle pareti. Sull'isolante si poggiano gli stessi pannelli in truciolare e il pavimento in parquet prefinito dei solai superiori.
- L'ultimo solaio di sottotetto è, invece, semplicemente isolato con uno spessore di 16 cm in lana di roccia. Nel computo degli impatti dei solai sono stati conteggiati i fissaggi meccanici in acciaio zincato, ripartiti forfettariamente nella misura di 2/9 della massa totale per i solai interni e 1/9 per il solaio di sottotetto.
- Al di sopra di questo c'è il solaio di copertura, sempre in pannelli ad assi di legno incrociati, e semplicemente impermeabilizzato con una guaina bituminosa. Su questo sono installati I pannelli solari che, come tutte le dotazioni impiantistiche dell'edificio non sono stati stimati e conteggiati. Non è stata conteggiata neppure la lattoneria in rame, per la quale non si disponeva di misure certe né di documenti di acquisto affidabili. Nel computo degli impatti del solaio di copertura sono stati conteggiati i fissaggi meccanici in acciaio zincato, nella misura di 1/9 della massa totale.
- I balconi, sempre lasciati a vista all'intradosso, sono così pavimentati: pannelli OSB su listellatura in legno da una media di 2,4 cm di sopralzo, strato di tenuta

in malta a legante plastico, massetto di sottofondo in calcestruzzo e finitura in piastrelle in gres. Non sono stati conteggiati fissaggi meccanici e viterie varie.

Per ciascuno degli elementi tecnici costituenti l'edificio, sono state valutate le quantità di prodotti da costruzione utilizzati. Per semplicità e uniformità si è adottata l'area come unità di misura di ogni prodotto, anche per il telaio dei serramenti (superficie in prospetto), che è stata tradotta in volume con appositi coefficienti di trasformazione e, da volume, in peso totale. Dal computo sono state escluse le componenti impiantistiche, sia perché non contabilizzate da un computo metrico dettagliato dall'impresa costruzione (l'appalto era a corpo il conteggio esatto in cantiere non è mai stato fatto, né erano a disposizione progetti esecutivi tanto dettagliati da poter riconteggiarne le quantità, come è stato fatto per le stratigrafie delle pareti, per esempio. Per poter valutare non solo i pesi dei singoli prodotti da costruzione utilizzati nel totale di ciascun impatto ma anche quanto pesassero i singoli elementi costruttivi, il computo è stato sintetizzato come in Tabella 1, organizzato per elemento tecnico e per materiale costituente l'edificio.

	Pareti perimetrali	Primo solaio	Solaio interno	Solaio sottotetto	Pareti interne tra unità immobiliari	Pareti interne
U [W/m^{2}K]	0,297	0,229	0,424	0,171	0,303	--
spessore [m]	0,230	0,233	0,274	0,307	0,215	0,075

Tabella 1: Trasmittanze termiche e spessori degli elementi tecnici dell'edificio

La valutazione degli impatti

Il calcolo degli impatti è stato condotto sulla base delle seguenti tre banche dati:

IBO – Österreichisches Institut für Baubiologie und Bauökologie (Austria)

Prodotta dall'istituto austriaco citato, per 500 prodotti da costruzione e per le fasi dall'estrazione delle materie prime all'uscita dalla fabbrica (cradle to gate), valuta i seguenti indicatori ecologici: potenziale di riscaldamento globale (GWP), in termini di quantità di anidride carbonica equivalente (CO2,eq); potenziale di acidificazione (AP), in termini di biossido di zolfo equivalente (SO2,eq), consumo di risorse energetiche rinnovabili e non rinnovabili (PEC-r, PEC-nr), creazione di ossidanti fotochimici (POCP), potenziale di eutrofizzazione (EP). La banca dati offre anche una valutazione sintetica dei materiali denominata indice ecologico (OI3Kon), calcolato a partire da PEC-nr, GWP e AP.

ICE – Inventory of Carbon and Energy

Questo database (versione utilizzata, 1.6a), realizzato dall'University of Bath (UK) nel 2008 a partire da fonti abbastanza disomogenee e recenti ma di pubblico dominio, valuta esclusivamente l'energia consumata e l'anidride carbonica prodotta nella fase di produzione dei principali materiali utilizzati nel settore delle costruzioni (dall'estrazione della materia prima all'uscita dallo stabilimento), principalmente in uso nel Regno Unito. I dati forniti sono molto numerosi.

Ecoinvent (Svizzera, www.ecoinvent.com)

Questo database, a differenza dei precedenti, non fornisce direttamente una valutazione di impatto ambientale (Life Cycle Impact Assessment), ma è una raccolta molto estesa di dati inventario di processi industriali che spaziano dalla

produzione di energia a quella dei materiali, dalle tecnologie di lavorazione a quelle di smaltimento e riciclo, solo per citarne alcuni. La prospettiva utilizzata per ciascun processo industriale è sempre quella from cradle to gate. La fonte dei dati e la loro localizzazione geografica sono estremamente varie, ma principalmente europee e in alcuni casi con contestualizzazione nazionale. Per il calcolo dell' Embodied Energy e delle emissioni di CO_2 equivalente sono stati usati i metodi di calcolo disponibili nel software SimaPro 7.1. In particolare, per il GWP si sono utilizzati i dati IPCC2007.

Elemento tecnico	Sigla materiale	elementi componenti	Quantità	UdM	Peso [kg]
PPV - Pareti perimetrali	PRFC	Pannello di rivestimento in fibrocemento	1.181	m^2	28.343
	L.AB	Llistelli in abete (porta rivestimento)	2,6	m^3	1.153
	SUG	Sughero espanso con leganti	935	m^2	3.647
	PAI	Pannello ad assi incrociati in legno	1.114	m^2	55.122
	LR	Lana di roccia	750	m^2	1.800
	PCRT	Pannello in cartongesso	750	m^2	7.031
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	2.000	kg	2.000
	PAI	Pannello ad assi incrociati in legno	576	m^2	37.114
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	600	kg	600
PVS – Partizioni verso vano scala	PCRT	Pannello in cartongesso	1.850	m^2	17.346
	LR	Lana di roccia	1.850	m^2	2.960
	PAI	Pannello ad assi incrociati in legno	925	m^2	45.795
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	150	kg	150
PIV – Pareti interne portanti	PCRT	Pannello in cartongesso	136	m^2	1.266
	PAI	Pannello ad assi incrociati in legno	68	m^2	3.341
	L.CA	Legno di abete (porte e zoccolini)	106	m^2	561
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	850	kg	850
DIV – Pareti non portanti	PCRT	Pannello in cartongesso	1.756	m^2	16.488
	LR	lana di roccia	879	m^2	1.759
SIN – Solaio interno	PAI	pannello ad assi incrociati in legno	1.348	m^2	109.803
	ANTL	lastra anticalpestio in legno (gutex)	1.039	m^2	3.325
	PANFG	pannelli in fibra di gesso (fermacell)	1.039	m^2	34.290
	PANFL	pannelli in fibra di legno (truciolato)	1.039	m^2	29.926
	PAVFL	pavimento flottante in legno	1.039	m^2	6.546
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	1.200	kg	1.200
COP – Copertura	MB	membrana in bitume	777	m^2	3.730
	PAI	pannello ad assi incrociati in legno	777	m^2	51.405
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	600	kg	600
SCT – Primo solaio	MS	Massetto sottofondo	523	m^2	52.300
	XPS	Polistirene espanso estruso	523	m^2	2563
	PANFL	Pannelli in fibra di legno (truciolato)	523	m^2	15.062
	PAVFL	Pavimento flottante in legno	523	m^2	3.295
SST – Solaio sottotetto	LR	Lana di roccia	561	m^2	3.591
	ACC	Elementi in acciaio zincato di carpenteria	600	kg	600
SER – Serramenti	VTR	Vetrocamera 4.4.2A-15-5 *Finestre*	9,6	m^2	312
	AL	Telaio alluminio *Finestre*	2,4	m^2	81
	L.AB	Listelli in abete soglie *Finestre*	1,0	m^2	459
	VTR	Vetrocamera 4.4.2A-15-6 *porte finestre*	129	m^2	4.208
	AL	Telaio alluminio *porte finestre*	14,0	m^2	474
	L.CA	Legno di abete (porte esterne)	6,9	m^2	256
	L.CA	Legno di abete (porte di ingresso)	51,0	m^2	1.893
	L.CA	Legno di abete (porte interne)	156	m^2	4.140
BLC – Balconi	PAI	Pannello ad assi incrociati in legno	195	m^2	15.912
	L.AB	Listelli in abete	0,77	m^2	348
	OSB	Pannello OSB	195	m^2	1.612
	IMP	Malta addittivata con polimeri acrilici	195	m^2	664
	MS	Massetto sottofondo	195	m^2	3.907
	PGR	Piastrelle gres	195	m^2	3.907
PES – Pavimentazione est.	SGL	Soglie e piastrelle in cemento	261	m^2	12.170

Tabella 2: Quantità di materiale utilizzata nella realizzazione dell'edificio in esame, per elemento tecnico (rampe, scala e pianerottoli sono conteggiati tra i solai interni)

La valutazione si è estesa a tutti le principali tematiche che possono essere correntemente affrontate in una LCA. Le fasi del ciclo di vita analizzate non contemplano le attività di trasporto dei materiali prodotti dai cancelli delle industrie manifatturiere al cantiere e tutte le attività di cantiere, né gli interventi di manutenzione prevedibili tra l'inizio dell'utilizzo dell'edificio e la sua dismissione per riqualificazione o demolizione. Per i limiti dei dati di input utilizzati, tuttavia, il confronto tra i risultati che viene di seguito presentato si limita all'energia incorporata e alla produzione di CO_2 equivalente, nelle fasi di produzione dei prodotti da costruzione. I risultati della stima della produzione di CO_2 equivalente e di utilizzo di energia nelle fasi di produzione, sono rappresentati nelle tabelle e nelle figure seguenti.

Materiale	GWP (tCO_{2-eq})				Embodied Energy (GJ)			
	ICE	IBO	Ecoinvent	Itaca	ICE	IBO	Ecoinvent	Itaca
Pannelli X-Lam	207,02	-328,05	-382,19	-422,54	3.822	9.873	10.128	11.986
Sughero esp. (leganti)	0,69	-5,18	-2,06	-2,38	15	114	183	191
Pannelli fibrocemento	59,80	37,41	28,20	18,45	309	422	347	270
Lana di roccia	10,62	16,18	15,27	13,77	170	229	205	259
Pannelli cartongesso	16,01	9,56	12,42	14,78	284	250	207	255
Polistirene XPS	6,41	9,56	24,75	25,95	227	278	236	239
Pannelli in fibra di legno	22,94	-76,48	-83,77	-51,55	427	1.800	1.953	1.156
Parquet in legno	8,46	-9,74	-11,96	-11,72	157	158	174	185
Lastra anticalpestio (gutex)	1,56	-0,30	-5,32	-22,62	26	136	65	320
Pannelli Fermacell	4,11	9,26	8,00	10,00	62	181	129	167
Membrana in bitume	1,79	5,00	1,65	1,60	175	165	193	194
Legno abete per porte ecc.	3,22	-11,58	-8,91	-9,46	53	164	399	140
Massetto sottofondo	8,94	7,31	6,13	7,49	62	45	48	41
Listelli in abete	0,88	-3,31	-2,38	-3,19	15	47	35	47
Piastrelle gres	2,31	1,60	3,27	1,14	35	30	56	19
Piastrelle in cem. per esterni	1,58	1,83	3,59	0,65	12	10	28	4
Pannelli in OSB	1,31	-2,01	0,96	-1,66	24	74	20	63
Impermeabiliz. Mapelastic	0,08	0,17	0,14	0,41	1	2	1	2
Acciaio zincato	10,31	9,72	10,09	9,49	135	175	149	154
Legno lamellare	2,30	-5,67	-5,40	-5,51	43	148	143	146
Alluminio	-	5,95	8,01	7,97	-	747	134	136
Vetro	-	5,02	3,31	3,21	-	77	65	67
Profili in alluminio per infissi	30,13	10,97	11,32	11,18	591	824	199	203
TOTALE	400,48	-312,79	-364,90	-404,56	6.645	15.948	15.097	16.246

Tabella 3: Impatti prodotti (Potenziale di riscaldamento globale (tCO_2eq) ed Embodied Energy in GJ) dai materiali utilizzati nella realizzazione dell'edificio in esame

Come si può vedere, le banche dati utilizzate presentano alcune differenze non trascurabili nelle valutazioni dei singoli prodotti e, in un caso, anche nella valutazione complessiva degli impatti:

- In primo luogo una banca dati (ICE) propone riferimenti molto diversi dalle altre per il calcolo sia della CO_2 equivalente sia dell'Embodied Energy per tutti i prodotti in legno. Mentre le altre banche dati adottano il principio secondo il quale ad una massa di legname definita e inglobata in una costruzione corrisponde un "sequestro" di CO_2 (valori negativi) facilmente stimabile, appunto, in misura della sua massa, ICE preferisce non tenerne conto, ritenendo che la quantità netta di CO_2 effettivamente sottratta o immessa in atmosfera nel

processo di taglio dell’albero (e quindi impatto sul terreno e conseguente rilascio di CO_2 ivi accumulata), quindi trasporto, preparazione e lavorazione del legname ricavato, dipenda fortemente da come è effettivamente condotta la foresta da cui viene ricavato. Dal momento che, però, la massa del legname rappresenta comunque una fonte di energia rinnovabile a disposizione, in fase di riciclo del materiale da costruzione in legno, la banca dati ICE propone, per i prodotti in legno, valori di valori di CO_2 equivalente positivi e, al contempo, contenuti energetici molto inferiori rispetto alle altre che, per scontare la CO_2 inglobata, non possono ovviamente conteggiarne il potenziale energetico da combustione per la produzione di calore.
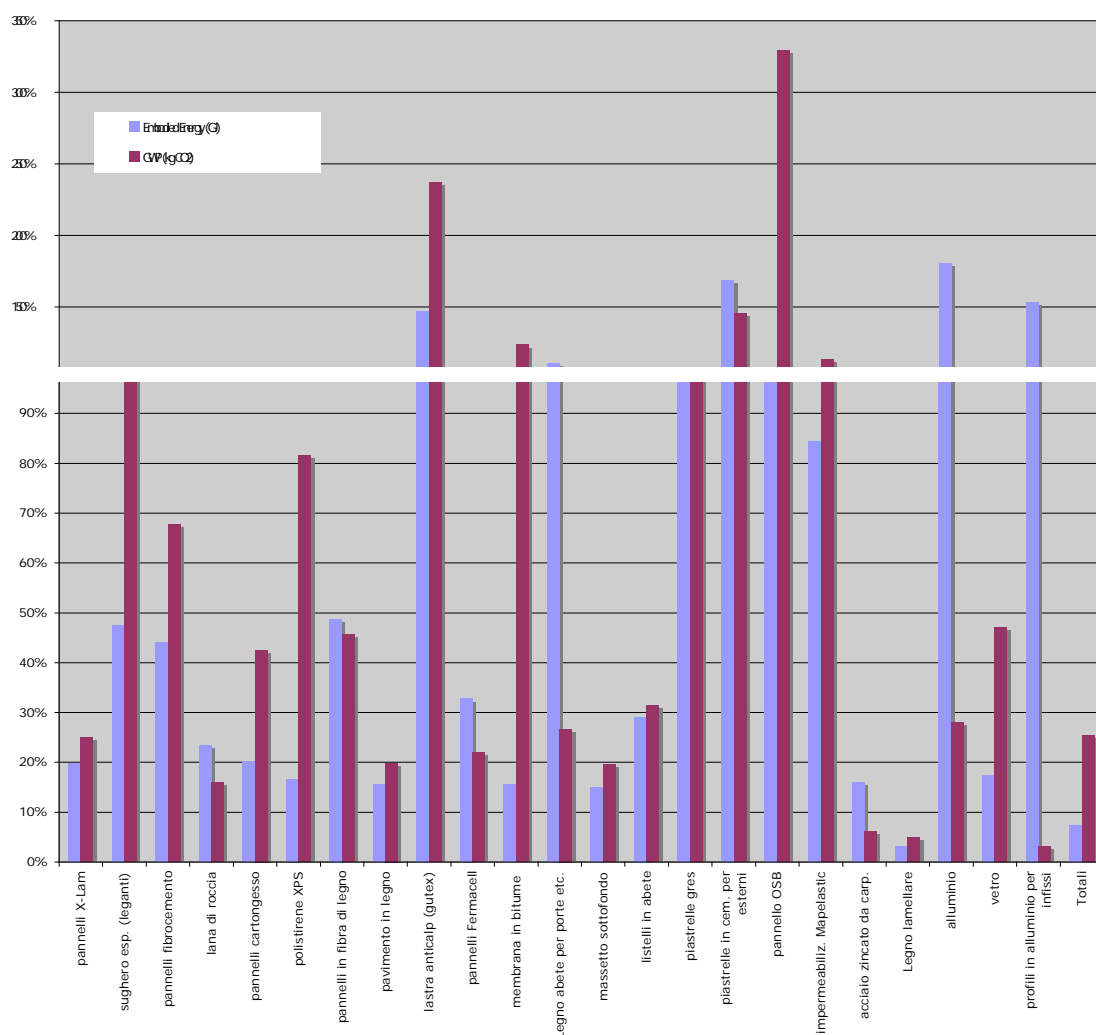
Figura 2: Massima variazione ((max-min)/med) degli impatti per i vari materiali utilizzati nel progetto, secondo i tre database "allineati": IBO, ECOINVENT, ITACA

- Se si volge lo sguardo ai risultati della valutazione degli impatti per tipologia di materiale e complessivi, si ha che, nel complesso (totali), i risultati non differiscono in maniera significativa, mentre differiscono i risultati ottenuti per i singoli materiali. In Figura 2 è riportata la massima variazione percentuale (valore massimo meno valore minimo, rapportato al valore medio) degli impatti per i vari materiali utilizzati nel progetto, valutati secondo i tre database "allineati": IBO, ECOINVENT, ITACA-ITC-CNR: se, rispetto al valore medio, la forchetta tra il massimo e il minimo è solo del 7% circa per l’energia inglobata e del 25% per la quantità di CO_2 equivalente immessa in atmosfera (il valore netto è negativo,
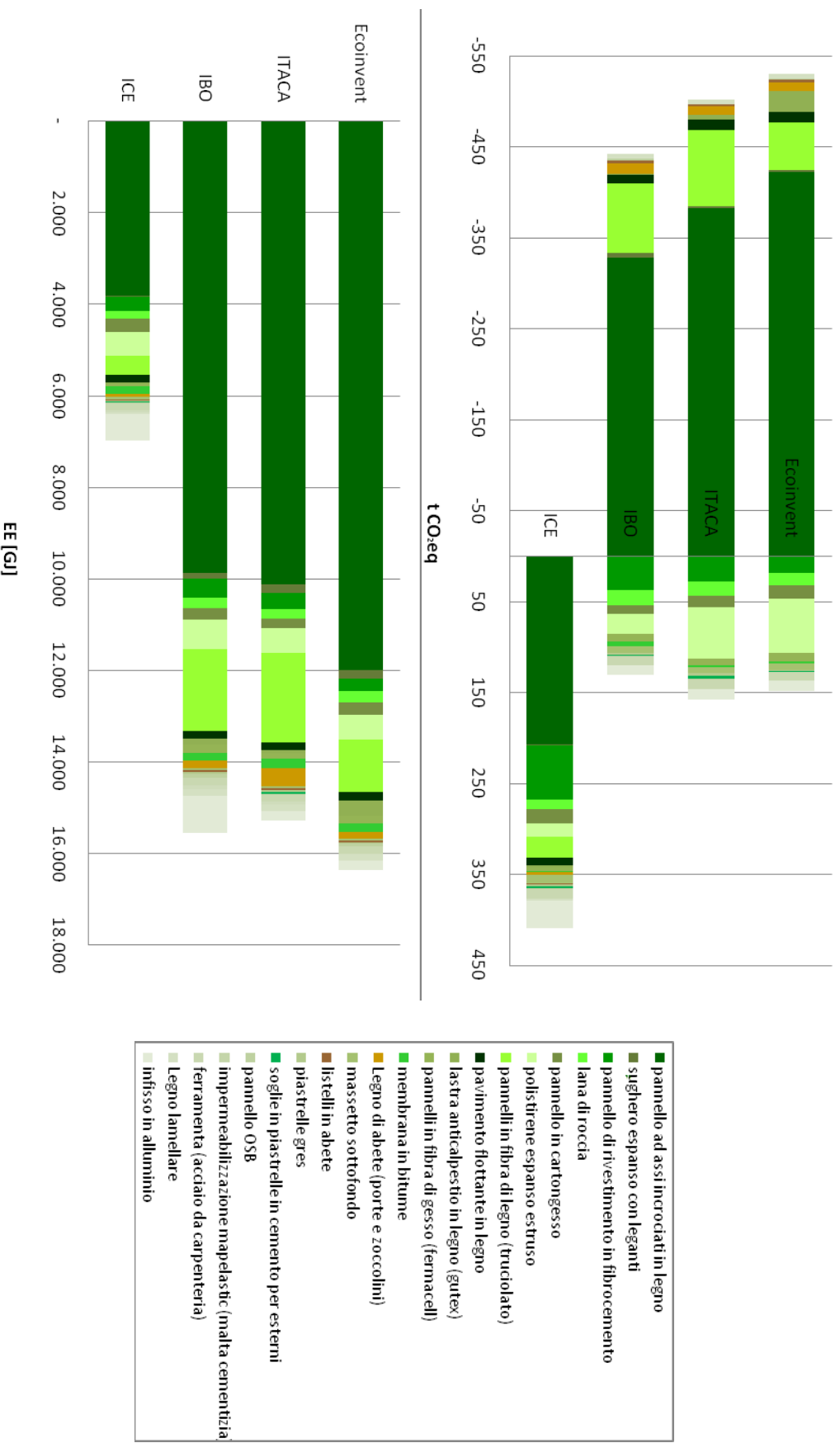
Figura 3: Produzione di CO_2-equivalente [tCO_2eq] (sopra) ed Embodied Energy [GJ] dell'edificio, valutato secondo le quattro banche dati analizzate, per materiale utilizzato

secondo i database utilizzati), materiale per materiale ci sono differenze anche significative.

- Le differenze tra i risultati della stima degli impatti sono non banali anche per i tre elementi tecnici riportati in Tabella 4, che mostrano una differenza tra massimo e minimo valore, riportato al valore medio, piuttosto elevata, per quanto riguarda il calcolo del potenziale di riscaldamento globale, mentre tale valore è ragionevolmente contenuto per quanto riguarda la stima dell'energia incorporata.
- La quantità di energia inglobata nell'edificio (esclusi impianti e parti edili trascurabili, come sopra riportato) è pari a 15.000-16.000 GJ, facendo riferimento ai tre database "allineati". Se si rapporta tale quantità alla superficie utile (circa 1.400 m^2), si ottengono valori intorno ai 3.000 kWh/m^2. Prendendo come riferimento indicativo la classificazione energetica utilizzata in zona climatica E, tale valore può essere confrontato con il fabbisogno energetico per riscaldamento. Giusto per fare un confronto rapido e veloce, tale energia inglobata corrisponde all'incirca a 100 anni di riscaldamento per un edificio in classe A e a 50 di un edificio in classe B. siamo consci del fatto che le conversioni in energia primaria adottate nei protocolli di certificazione energetica non sono coerenti con quelle valutate dai database citati, ma il dato è comunque piuttosto significativo: occorre pensare che il contenimento del fabbisogno energetico del comparto edilizio non può confrontarsi solo con l'aumento delle prestazioni energetiche del sistema impianto-involucro, per la climatizzazione: l'energia inglobata, oltre a quella in uso per le attività ospitate negli edifici, diventa percentualmente molto importante, una volta raggiunti risultati di contenimento anche non particolarmente eccellenti.

Elemento tecnico	GWP (tCO_{2-eq})				(max-min)/med
	ICE	IBO	Ecoinvent	Itaca	
Pareti perimetrali	101,4	-22,0	-45,4	-54,0	75%
Solai interni, sottotetto e copertura	151,1	206,5	253,7	233,6	20%
Pareti interne	50,5	-36,0	-52,1	-47,2	36%
Elemento tecnico	**Embodied Energy (GJ)**				**(max-min)/med**
	ICE	IBO	Ecoinvent	Itaca	
Pareti perimetrali	1.071	2.355	2.589	2.652	12%
Solai interni, sottotetto e copertura	2.781	7.230	7.882	7.743	9%
Pareti interne	910	1.852	2.188	2,194	15%

Tabella 4: Impatti prodotti per i tre raggruppamenti principali di elementi tecnici. La variazione percentuale è stata calcolata solo per I tre database "allineati"

Altri commenti che ci sentiamo di fare sono i seguenti:

- la reperibilità dei dati all'interno dei database è spesso non agevole e semplificata, oltre al fatto che non tutti i prodotti da costruzione sono "coperti" dai database se non da prodotti simili, caratterizzati da densità e spessori diversi (e richiederebbero correzioni e modifiche per tenere conto di ciò). La grande varietà di prodotti edilizi e la loro continua innovazione rendono ovviamente molto difficile la loro completa inclusione nei database nazionali. All'interno della stessa tipologia di prodotto, poi, ci possono essere differenze tra produttore e produttore anche molto significative. Un utilizzo realistico dello strumento LCA in edilizia diventa fattibile se e solo se la valutazione ambientale dei prodotti si diffonde a sufficienza e se si costituiscono basi dati aggiornate dinamicamente a disposizione degli utenti.
- Non ci sono sufficienti informazioni per stimare gli impatti prodotti dalle fasi di cantiere e di manutenzione: sarebbero utili studi nel merito di tali problematiche. Ovviamente gli scenari di fine vita di un edificio non sono di fatto prevedibili, vista la lunghezza della sua vita utile di servizio. Sarebbe tuttavia opportuno standardizzare tali valutazioni, anche al variare delle tecnologie costruttive, e mettere a punto un protocollo ragionevole di valutazione dell'intero ciclo di vita. Vogliamo notare, a questo proposito, che il database che ITC-CNR sta mettendo a punto per il Consorzio ITACA considera le fasi di trasporto in cantiere e di fine vita dei materiali.
- Da ciò emerge l'utilità di analisi specifiche, al fine di garantire l'affidabilità della stima dei singoli impatti, in riferimento all'intero settore industriale.

Conclusioni

Nonostante le tecniche dell'LCA siano evidentemente le uniche che possano fornire risultati quantitativi, nel mare magno dei tanto diffusi sistemi a punteggio per la certificazione ambientale e della "sostenibilità" di un edificio, ad oggi, difficilmente queste possono essere portate nella pratica professionale corrente e non lo potranno se non si farà in modo di renderle più complete e affidabili, nonché supportate da protocolli esemplificativi successivamente esaustivi dei vari possibili casi costruttivi.

Bibliografia

G. Baldo, (2005), Analisi del ciclo di vita LCA. Materiali, prodotti, processi, Edizioni Ambiente, Milano

M. Lavagna (2005), Sostenibilità e risparmio energetico. Soluzioni tecniche per involucri eco-efficienti, Clup, Milano

P. Neri (2008), Verso la valutazione ambientale degli edifici, Life Cycle Assessment a supporto della progettazione eco-sostenibile, Alinea, Firenze

G.A.Blengini (2009), "Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy", Building and Environment, 2009 (44-2), pp. 319-330

P.Börjesson, L.Gustavsson (2000), "Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives", Energy Policy, Volume 28, Issue 9, 31 July 2000, Pages 575-588

Campioli A., Lavagna M., Parolini R. (2008), "Cicli di vita dell'acciaio. Valutazione ambientale LCA di un edificio temporaneo, il Campus Point di Lecco", in Costruzioni Metalliche, 2008 (60, 4)

L.Gustavsson, A.Joelsson, R.Sathre (2010), "Life cycle primary energy use and carbon emission of an eight-storey wood-framed apartment building", Energy and Buildings, Volume 42, Issue 2, February 2010, Pages 230-242

C.Thormark (2002), "A low energy building in a life cycle—its embodied energy, energy need for operation and recycling potential", Building and Environment 2002 (37-4), pp. 429-435

C. Thormark (2006), "The effect of material choice on the total energy need and recycling potential of a building", Building and Environment, Volume 41, Issue 8, August 2006, Pages 1019-1026

G. Verbeeck, H. Hens (2009), "Life cycle inventory of buildings: A calculation method", Building and Environment, October 2009

F. Bramati, S. Mazzoleni, 3x3 – La valutazione del ciclo di vita di un edificio residenziale: Tre tecnologie costruttive e tre banche dati europee – Analisi e confronti, Politecnico di Milano, tesi di laurea in ingegneria Edile

Life Cycle Impact Assessment del revamping di un termovalorizzatore di Rifiuti Urbani

Anders Damgaard[1], Federico De Filippi[2], Manfredi Vale[2],
Francesco Bertin[3], Thomas H. Christensen[1]

[1] Department of Environmental Engineering, Bygningstorvet 115 2800 Lyngby, Denmark
[2] aghetera Ambiente & Sviluppo, Visogliano 11/B - 34011 Duino Aurisina (TS)
[3] Studio Bertin, Via Torino 65 - 30172 Mestre (VE)
Email per informazioni: vale@aghetera.eu

Introduzione

La strategia della Commissione Europea sulla prevenzione della produzione e il riciclaggio dei rifiuti sottolinea come un approccio basato sull'analisi del ciclo di vita (LCA) sia essenziale nella prospettiva di sistemi di produzione e consumo più sostenibili. L'importanza del "Life Cycle Thinking" viene inoltre evidenziata nella Strategia complementare della Commissione sull'Uso Sostenibile delle Risorse Naturali, nella Politica Integrata di Prodotto (IPP), così come nella Direttiva Quadro sui Rifiuti e nel Piano d'Azione per il consumo e la produzione sostenibili.

1. Materiali e metodi

L'obiettivo della presente analisi del ciclo di vita (*LCA, Life Cycle Assessment*) è quello di fare un confronto tra il termovalorizzatore esistente nel Polo Integrato Rifiuti di Fusina (Venezia), e il medesimo dopo una profonda operazione di *revamping* soprattutto per quanto riguarda il sistema di controllo/abbattimento delle emissioni (Air Pollution Control System, nuovo termovalorizzatore). La vecchia linea sarà mantenuta e aggiornata parzialmente per servire da sostituto di emergenza e durante la manutenzione straordinaria della nuova linea.

I calcoli di questo studio sono stati eseguiti sulla piattaforma per il Life Cycle Assessment denominata *EASEWASTE* (Kirkeby et al. 2006). *EASEWASTE* è stato sviluppato presso il Politecnico di Danimarca, Dipartimento di Ingegneria Ambientale (DTU). *EASEWASTE* riproduce le problematiche connesse all'utilizzo di risorse e alla produzione di emissioni da parte di sistemi di gestione dei rifiuti fornendo una piattaforma tecnica sistematica per la valutazione delle opzioni alternative di gestione dei rifiuti.
Quando si configura *EASEWASTE* è necessario fare una serie di assunzioni nelle diverse fasi di messa a punto del modello, descritte nel seguito.

1.1. Unità funzionale e confini del sistema

In uno studio LCA è importante avere un denominatore comune in tutti gli scenari per assicurarsi che lo studio faccia confronti tra sistemi omogenei. Si è pertanto deciso di considerare un'unità funzionale di 114.000 tonnellate di rifiuti, ossia 14.000 tonnellate di fanghi e 100.000 tonnellate di rifiuti urbani (RU) l'anno.
I confini di ciò che viene modellato devono comprendere tutti i rifiuti che saranno bruciati nella nuova linea del termovalorizzatore (Figura 1). Ciò significa che il sistema deve includere:

- l'attuale trattamento dei RU – che non possono essere bruciati nel termovalorizzatore esistente, progettato per il tal quale e per un potere calorifico decisamente inferiore – nell'impianto CDR (combustibile derivato da rifiuti), nonché la co-combustione di CDR in impianti di produzione di energia elettrica (ENEL Fusina), nonché il termovalorizzatore rinnovato
- l'attuale trattamento dei fanghi di depurazione
- il trattamento degli output solidi dalle linee del termovalorizzatore (ceneri pesanti, scorie, residui del sistema di controllo/abbattimento delle emissioni, rottami di ferro inviati al riciclaggio) e dalla linea di CDR (vetro e ferro per il riciclaggio, inerti e rifiuti non combustibili per la messa in discarica).
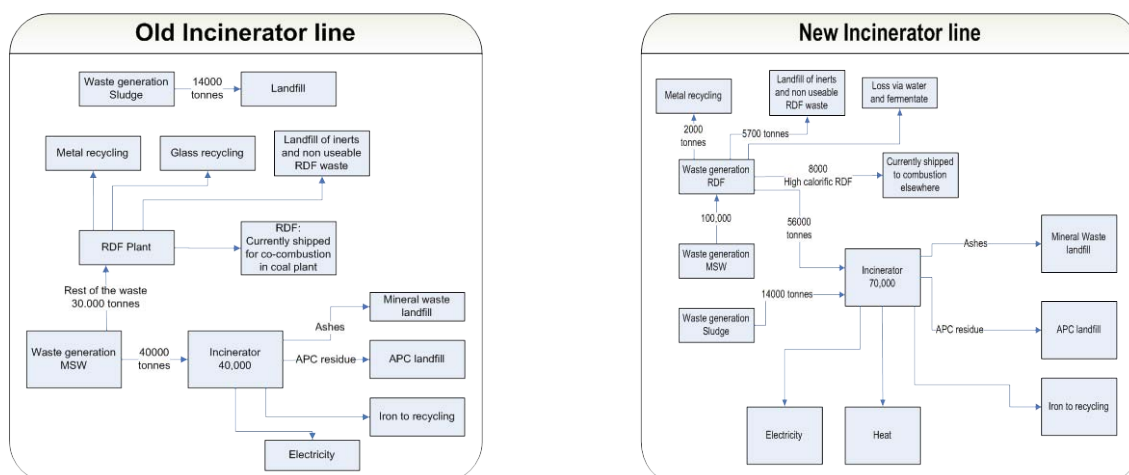
Figura 1: Confronto tra diagrammi di flusso relativi agli inventari di processo nelle due configurazioni

I **due scenari** saranno pertanto:

1. Modellare l'RU inviato all'attuale linea del termovalorizzatore, ed i fanghi di depurazione che sono attualmente conferiti in discarica, nonché i rifiuti urbani inviati alla struttura CDR, il cui prodotto è attualmente inviato a combustione altrove. I materiali riciclabili in uscita dalla linea CDR sono inviati al riciclaggio, e i rifiuti non combustibili e le ceneri vengono inviati a discarica.
2. CDR e fanghi di depurazione saranno inviati alla futura linea del termovalorizzatore. I materiali riciclabili dalla linea CDR verranno inviati a riciclaggio e i rifiuti non combustibili e le ceneri a discarica.

1.2. Composizione dei rifiuti

Il primo passo nella creazione di uno scenario in *EASEWASTE* è quello di ottenere una panoramica sulle diverse frazioni che devono essere trattate nello scenario. In questo progetto i dati per la composizione dei rifiuti in entrata al termovalorizzatore sono stati desunti da alcune analisi effettuate sui rifiuti da *Chemilab*. Le diverse frazioni di rifiuto per come sono riportate nei documenti di analisi non corrispondono direttamente a quelle predefinite in *EASEWASTE*, quindi è stato necessario creare un collegamento tra le frazioni descritte nei report analitici con le frazioni di *EASEWASTE*.

EASEWASTE opera con 48 frazioni predefinite, mentre le analisi a disposizione sulla composizione dei rifiuti distinguono solo 19 frazioni. Si è quindi deciso di suddividere alcune delle frazioni identificate nei documenti di analisi per farle corrispondere alle frazioni in *EASEWASTE*. La composizione finale dei rifiuti è mostrata in Tabella 10. La composizione chimica di ciascuna frazione è stata mantenuta per come è in *EASEWASTE*, ed è basata su Riber & Christensen (2006a) e Riber & Christensen (2006b).

I dati di composizione dei rifiuti sono stati ricalcolati in quantitativi che si adattano alla struttura predefinita in *EASEWASTE*.

Per i metalli pesanti presenti nei fanghi si sono utilizzati i dati provenienti da impianti di trattamento simili in Regione Veneto, poi confermati da rapporti di analisi su campioni di fanghi in uscita dal depuratore di Fusina. La composizione chimica dei fanghi che è stata inserita in *EASEWASTE* si può vedere nella Tabella 1.

Frazioni originarie	Frazioni corrispondentri in *EASEWASTE*	Composizione del rifiuto incinerito in %
Organic matter Small various (sottovaglio)	Vegetable food waste	24.57%
Organic matter	Animal food waste	7.84%
Mixed paper	Newspaper	7.10%
Mixed paper	Advertisements	7.10%
Mixed paper	Other clean paper	7.10%
Paper and cardboard packaging	Paper and cardboard packaging	7.38%
Non ferrous metals	Aluminium trays, foils, etc	0.51%
Aluminium packaging	Aluminium containers	0.67%
Steel packaging	Metal containers	1.10%
Ferrous metals	Mixed metals	0.62%
Glass	Clear glass	3.11%
Glass	Brown glass	3.11%
Glass	Green glass	3.11%
Plastic film, Recyclable plastic	soft plastic	4.37%
Frazioni originarie	Frazioni corrispondentri in *EASEWASTE*	Composizione del rifiuto incinerito in %
Recyclable plastic, Hard plastic	Plastic bottles	2.06%
Recyclable plastic, Hard plastic	Other hard plastic	2.06%
Plastic - not packaging Plastic non recyclable	Non-recyclable plastic	7.07%
Rubber	Rubber	0.81%
Wood	Wood	0.75%
Textiles	Textiles	5.12%
Inerts	Stone and rocks	1.73%
Inerts	Ceramics	0.58%
RUP - Hazardous waste	Batteries	0.04%
Small various (sottovagio)	Soil	1.05%
Small various (sottovagio)	Ash	1.05%

Tabella 1: Composizione delle frazioni di rifiuto utilizzate per alimentare il modello EASEWASTE

	Value	Unit
Heating Value	15.31	GJ/ton TS
Water	75	%
TS	25	%
VS	80	% of TS
Ash	20	% of TS
Inert	29.40	% of TS
Carbon	35.20	% of TS
Sulphur	0.60	% of TS
Nitrogen	5.60	% of TS
Oxygen	22.80	% of TS
Hydrogen	5.80	% of TS
Chloride	0.60	% of TS
Lead	5.58E-03	% of TS
Cadmium	7.56E-05	% of TS
Copper	1.96E-02	% of TS
Chromium	1.97E-03	% of TS
Mercury	1.51E-04	% of TS
Nickel	1.94E-03	% of TS
Zink	7.89E-02	% of TS

Tabella 2: Composizione del fango che sarà avviato a combustione nella nuova linea

1.3. Raccolta e trasporto

Poiché non sono previsti cambiamenti nella raccolta dei rifiuti tra vecchio e nuovo sistema, si è deciso di escludere dallo studio la fase di raccolta dei rifiuti.

Si è inoltre deciso di non includere il trasporto dei rifiuti attraverso le varie stazioni di trattamento in quanto di interesse relativo e poiché non erano disponibili sufficienti informazioni sulla destinazione finale di tutti i prodotti.

1.4. Tecnologie

1.4.1. Termovalorizzazione

La nuova linea dell'inceneritore andrà a sostituire di fatto la linea esistente, che in futuro sarà utilizzata solo nei periodi di fermo sistema dovuti ad inconvenienti o manutenzione straordinaria. In questi rari start-up sarà necessario del carburante addizionale. Allo stesso modo, nel sistema attuale, quando la linea richiede manutenzione, sono necessario carburanti per lo start-up dopo le fasi di emergenza o manutenzione. Vista la loro importanza in termini di impatti, si è ritenuto di poterli trascurare.

Nella nuova linea si bruceranno all'incirca 23'000 t/anno oltre alle 47'000 che già afferiscono all'impianto esistente. Si tratterà tuttavia di un combustibile qualitativamente diverso (al momento si brucia il RU tal quale, per quanto a valle della raccolta differenziata di carta, cartone, vetro, plastica e lattine), ossia sostanzialmente di un CDR (combustibile da rifiuto) o "biostabilizzato" prodotto dal contiguo impianto CDR di Fusina per un quantitativo previsto di 56'000 t annue. A questo saranno associate approssimativamente 14'000 t di fanghi provenienti da alcuni impianti di depurazione delle acque della zona, ossia Fusina e Campalto.

Nella linea esistente ha luogo il recupero energetico, per quanto con un rendimento limitato (intorno al 6%) da parte dell'impianto. Nel nuovo sistema è previsto il recupero congiunto di energia (20% di efficienza energetica netta prevista) e calore (65% di rendimento termico) a valle dell'autoconsumo.

Sistemi di abbattimento fumi

Al fine dunque di ottemperare ai limiti sulle concentrazioni di inquinanti nei fumi, senza dar luogo ad effluenti liquidi inquinati, sarà prevista una sezione di depurazione fumi a secco comprendente le seguenti sezioni:

- Elettrofiltro per la separazione delle ceneri volanti dai fumi;
- Banco Economizzatore Esterno;
- Sistema di ricircolo dei fumi di combustione;
- Reattore di assorbimento a secco nel quale saranno iniettati Bicarbonato di Sodio e Carbone Attivo per l'abbattimento dei gas acidi contenuti nei fumi di combustione (HCI, HF, SOx) e la rimozione dei microinquinanti (Mercurio, Metalli Pesanti, Diossine e Furani);
- Filtro a Maniche per il completamento delle reazioni di deacidificazione e di assorbimento dei microinquinanti e per la rimozione delle ceneri volanti residue;
- Sistema Catalitico di rimozione degli Ossidi di Azoto (DeNOx SCR) per l'abbattimento degli NOx, a seguito dell'iniezione di Ammoniaca, oltre ad un ulteriore abbattimento di Diossine e Furani residui a valle del Filtro a Maniche;
- Sistema di recupero termico sui fumi, prima dell'emissione a camino, costituito da uno scambiatore fumi-condense.

La linea esistente è invece caratterizzata da un sistema di abbattimento a semisecco così strutturato:

- una camera di post-combustione dove i microinquinanti organici vengono distrutti per effetto termico (temperatura superiore a 850°C)
- un sistema per la riduzione degli NOx (Denox) tramite iniezione di una soluzione ammoniacale in fase vapore a valle della camera di post - combustione, a una temperatura di 900 - 950 °C.
- un reattore a semisecco tipo *spray drier*, alimentato con latte di calce (prodotto utilizzando l' intera portata degli spurghi del fondo dello *scrubber* finale),in cui avviene la neutralizzazione delle sostanze acide presenti nei fumi (acido cloridrico, fluoridrico, anidride solforosa etc), il raffreddamento dei fumi fino a 130 - 150° C e il primo adsorbimento dei metalli pesanti e microinquinanti organici.
- un sistema di iniezione di carbone attivo in polvere nei fumi in uscita dal reattore a semisecco per la riduzione dei microinquinanti organo - clorurati e dei metalli pesanti.
- un filtro a maniche depolveratore composto da moduli completamente indipendenti che permettono la contemporanea messa fuori servizio di un modulo senza dover diminuire la portata dei fumi e quindi ridurre la capacità di esercizio dell' inceneritore.
- le polveri separate dal filtro a maniche vengono raccolte in apposite tramogge installate sul fondo e tramite trasportatori a catena chiusi stoccati in idonei contenitori per il successivo trattamento di inertizzazione prima dello smaltimento in discarica.
- uno scambiatore di calore del tipo fumi-fumi che consente di recuperare il calore residuo prima della dissipazione derivante dai successivi stadi di depurazione. Lo scambiatore è stato installato nell'anno 2005. Grazie al post-riscaldamento i fumi escono dal camino a 110 °C evitando di norma la formazione del pennacchio di vapore.
- uno scrubber per il trattamento a umido di fumi in uscita dal filtro a maniche con acqua e/o acqua e calce, per un ulteriore abbattimento di sostanze acide e di metalli pesanti, in particolare mercurio.
- uno scambiatore a vapore di emergenza per il riscaldamento dei fumi nel caso di fuori servizio dello scambiatore fumi-fumi
- un camino per la dispersione dei fumi in atmosfera realizzato con canna autoportante in acciaio al carbonio a rivestimento antiacido interno. L' altezza del camino è di 60 m con diametro interno di 1.5 m.

È da sottolineare che la linea di trattamento fumi dell' impianto non comporta alcun scarico liquido: infatti gli spurghi provenienti dalla torre a umido vengono riciclati per la produzione di latte di calce, utilizzato nel reattore a semisecco, dove vengono vaporizzati lasciando quindi gli inquinanti in forma secca nelle polveri del filtro a maniche.

Reagenti

Nella configurazione esistente come in quella di progetto si utilizza una serie di materiali per il funzionamento dei forni, come pure per i sistemi di controllo dell'inquinamento atmosferico. La Tabella che segue indica i quantitativi utilizzati.

	Old line (kg)	New line (kg)
Activated carbon	0.27	0.66
Calcium hydroxide	10.15	n.a.
Ammonia	2.98	3.29
NaOH	1.89	n.a.
NAHCO3	n.a.	27.44
Hydrochloric acid	0.31	n.a.
Fuel oil (for co-combustion in startup etc.)	0.83	n.a.

Tabella 3: Reagenti utilizzati nei sistemi di abbattimento fumi

Emissioni in atmosfera

Le emissioni derivanti dalla combustione dei rifiuti vengono trattate in *EASEWASTE* secondo due approcci e tipologie distinti: possono essere sia processo-specifiche (relative alla quantità di rifiuti inceneriti) che rifiuto-specifiche (relative alla composizione dei rifiuti inceneriti), mentre il trasferimento di massa delle varie sostanze agli output solidi (ceneri, scorie, polveri ecc.) è governato da coefficienti di trasferimento (*transfer coefficients*) specificati dall'utente.

- le emissioni specifiche del tipo di rifiuto (es. metalli pesanti) che si riferiscono alla composizione chimica dei rifiuti che vengono bruciati, e per le quali gli inquinanti saranno trasferiti direttamente nell'aria o in un rifiuto/output solido.
- L'altro tipo di emissioni sono emissioni specifiche del processo e si riferiscono alle modalità di gestione operativa dell'impianto, alla temperatura di combustione dei rifiuti e ai sistemi di contenimento dell'inquinamento atmosferico (es.: diossine e NO_x).

Emissioni al suolo

Non ci sono emissioni dirette al suolo dal termovalorizzatore. Inquinanti nelle ceneri e residui dei sistemi di abbattimento fumi sono discussi in questa parte.

Emissioni in acqua

Dal momento che il nuovo sistema è un sistema a secco non ci sono acque reflue da prendere in considerazione nell'LCA. Nella linea esistente le acque di scarico prodotte dal sistema a semisecco vengono utilizzate per raffreddare le scorie e le sostanze inquinanti associate finiscono quindi nella frazione di rifiuti solidi mentre l'acqua è dispersa sotto forma di vapore. Dunque anche le emissioni liquide sono stati escluse dall'analisi LCA del termovalorizzatore.

1.4.2. Produzione di CDR

156.000 tonnellate su un totale di 206.000 tonnellate di rifiuti solidi urbani prodotti nel Bacino Venezia 2 viene inviato ogni anno all'impianto CDR che si trova accanto al termovalorizzatore. Una delle conseguenze della produzione di CDR è il calo dell'umidità dal 30% (in base alle analisi dei rifiuti) nel RU grezzo fino al 2% nel CDR finito (in base alla quantità di acqua rimossa nel processo). Al fine di tener conto di ciò la produzione di RDF è stato simulata nel modulo biotech di *EASEWASTE*, in cui i rifiuti possono essere disidratati.

Attualmente il rifiuto in entrata al termovalorizzatore non subisce pre-trattatamento, ma va a combustione come tal quale, mentre la quota di rifiuti urbani che sopravanza la capacità del termovalorizzatore viene convertita in CDR.

Il consumo di elettricità nell'impianto CDR è risultato essere di 81,76 kWh per ogni tonnellata di rifiuti urbani. Inoltre l'impianto CDR utilizza metano per il sistema di deodorizzazione, per un ammontare di 2,26 m^3 di metano per tonnellata di rifiuti urbani (Storico Emissioni LARA CDR, 2009).

Il CDR prodotto è in parte venduto per essere utilizzato in co-combustione in centrali a carbone. Non è stato possibile ottenere tutti i dati sulla co-combustione di CDR, ed è stato quindi necessario utilizzare il modulo predefinito di *EASEWASTE* "Utilizzazione di Energia" in alternativa.

Nella nuova linea, saranno bruciati solamente rifiuti trattati quindi con un minor contenuto di umidità.

Oltre a CDR, l'impianto produce anche metalli non ferrosi (circa il 3% dell'input). Questi vengono inviati ad un impianto di riciclaggio. Infine, l'impianto produce rifiuti inerti, non riciclabili né combustibili, inviati a discariche di rifiuti inerti.

1.4.3. Utilizzo dell'energia

Come descritto in precedenza il CDR viene inviato a co-combustione nella centrale termoelettrica ENEL a carbone di Fusina. Per la simulazione è stato utilizzato il processo "CDR in centrale elettrica a carbon fossile, Europa, 2003". Questo processo si basa sui dati della Commissione europea (2003). Il carbon fossile è estratto, trasformato e trasportato alla centrale elettrica. Presso l'impianto è utilizzato per la produzione di energia in combinazione con il CDR. Per l'abbattimento dei fumi la centrale elettrica è dotata di un impianto di desolforazione del gas per ridurre le emissioni di SO_2 mediante un processo di abbattimento a umido. Le emissioni di NO_x sono ridotte da un impianto DeNOx tramite processo SCR con ammoniaca come adsorbente. Infine, le polveri vengono intercettate con un precipitatore elettrostatico.

1.4.4. Ceneri pesanti e scorie in discarica

L'attuale trattamento per le ceneri pesanti e le scorie è il mescolamento presso il sito; le acque reflue dal sistema di trattamento fumi vengono utilizzate per raffreddarle. Dopo il raffreddamento ceneri e scorie sono inviate allo stoccaggio definitivo in discarica per inerti.

I dati dei test di cessione di campioni di scorie e ceneri pesanti dalla attuale inceneritore sono stati ottenuti da Chemi-Lab (2006). I risultati dei test di lisciviazione sono stati confrontati con i dati di lisciviazione usati nel modulo discariche in *EASEWASTE*, in particolare con la tecnologia "Ceneri pesanti (RU) - 100 anni, generico". I dati presenti nel modulo si basano Hyks et al. (2009). Si è riscontrato che per la maggior parte delle sostanze, i test di cessione sono stati inferiori a quelli che si trovano in *EASEWASTE*, con l'eccezione di cromo e piombo, leggermente superiori. Facendo un'assunzione di carattere conservativo, si è dunque deciso di utilizzare i dati del modulo citato, poiché più completo e basato su test di lisciviazione a lungo termine.

1.4.5. Discarica per rifiuti sottoposti a pre-trattamento meccanico biologico (MBP)

I rifiuti inerti prodotti nell'impianto CDR non possono essere riutilizzati e vengono inviati in discarica per lo smaltimento. Non disponendo direttamente di dati per lo smaltimento dei rifiuti che hanno ricevuto questo pretrattamento, si è utilizzata una tecnologia di *default* dal database *EASEWASTE* chiamato " *MBP-waste landfill, 100 years*". Questa discarica è caratterizzata da un'alta densità dei rifiuti, la raccolta e il trattamento del percolato, anche se di solito ne viene generato poco, e nessun sistema per la raccolta di biogas. La generazione di gas è così bassa che lo strato superiore di suolo è giudicato sufficiente a garantire l'ossidazione del metano generato.

La produzione di percolato è inferiore a quello normalmente prodotto in discarica per rifiuti urbani, in quanto i rifiuti sottoposti a pre-trattamento meccanico biologico hanno minore porosità (quindi maggiore ruscellamento superficiale/minore infiltrazione) rispetto ai rifiuti urbani. Il percolato raccolto viene trattato in un impianto di trattamento del percolato (Leachate Treatment Plants, LTP) per la depurazione. Questi impianti scaricano in corpi idrici superficiali.

1.4.6. Residui del sistema abbattimento fumi inviati ad impianti per lo stoccaggio di rifiuti pericolosi

I residui del sistema di abbattimento fumi (*Air Pollution Control, APC*) degli impianti di termovalorizzazione sono considerati rifiuti pericolosi e quindi devono essere conferiti in opportune discariche. Attualmente questi rifiuti vengono inviati ad impianti di stoccaggio definitivo come materiale di riempimento in miniere esauste (molto spesso salgemma, in Germania).

Poiché non è stato possibile ottenere direttamente i dati di cessione dei residui dell' abbattimento fumi, si è deciso di utilizzare un processo già presente in *EASEWASTE*. Il processo scelto è "Utilizzo come materiale di riempimento in miniere di sale tedesco" adattato allo specifico caso del termovalorizzatore di Fusina e basato su dati provenienti da Astrup et al. (2008) e Fruergaard et al. (2008).

In questo processo i residui sono mescolati con acqua, additivi e altre frazioni di rifiuti, e il liquame pompato nelle miniere di sale. Il liquame crea un materiale di riempimento simile a cemento utilizzato nelle miniere di sale per evitarne il collasso. Si assume che nessuna lisciviazione dai residui smaltiti si verifichi entro i primi 100 anni (arco temporale di default in *EASEWASTE*), così come non è previsto alcun contatto idraulico con il corpo idrico sotterraneo circostante.

Va osservato che, in generale, la documentazione in letteratura di alternative per il trattamento di residui di abbattimento fumi è molto povera. Questo vale anche per questo processo. L'assunzione di nessuna lisciviazione dalle miniere di salgemma appena descritte in una prospettiva a 100 anni può essere discutibile.

1.4.7. Riciclaggio del ferro

Il ferro separato dalle scorie, e quello proveniente dal processo CDR viene inviato al riciclaggio, dove sarà convertito in materia prima secondaria. Poiché non è stato possibile ottenere dati per il processo reale, si è deciso di utilizzare il modulo "*Material Recycling*" dal database di *EASEWASTE*, in cui è stato scelto il processo "Rottami d'acciaio in lamiere d'acciaio, DK, 1992". Questo processo si basa sui dati dal database EDIP97 (Wenzel et al. 1997) e contiene sia le emissioni associate al riciclaggio dei metalli, che i mancati impatti (*substitutional value*) per la produzione evitata di ferro da minerale vergine.

1.4.8. Energia nella LCA

Generalmente l'energia svolge un ruolo importante negli studi di LCA, e soprattutto negli studi in cui vi è un largo utilizzo e/o produzione di energia. La ragione di questo è che l'energia prodotta e non utilizzata dal sistema stesso, verrà inviata al mercato dell'energia e sostituirà l'energia che sarebbe altrimenti stata prodotta da altre fonti. È quindi molto importante avere conoscenza di ciò che questa energia andrà a sostituire

Produzione di elettricità

La linea esistente non genera molta elettricità, ma c'è comunque una produzione netta del 6%. Questa energia elettrica viene utilizzata nella struttura per la produzione di CDR che si trova accanto al termovalorizzatore. Ma se l'elettricità non fosse stata utilizzata presso il Polo di Fusina sarebbe stata ceduta alla rete energetica, e l'impianto CDR avrebbe potuto ottenere energia dalla rete stessa. È quindi una valida assunzione affermare che questa energia va a sostituire l'energia che altrimenti avrebbe dovuto essere generata altrove.

La nuova linea prenderà il posto della linea esistente. Il rendimento netto della nuova linea è molto più elevato, intorno al 20% e, analogamente a quanto avviene con la linea esistente, questa elettricità verrà inviata alla rete. Si può quindi fare l'ulteriore assunzione che vada a sostituire una qualche forma di energia che altrimenti dovrebbe essere generata altrove.

Fonti di energia elettrica sostituite

Si è deciso che l'energia elettrica sostituta sia un mix medio energetico italiano (carbone, gas naturale ed una quota di idroelettrico). L'alternativa a questo sarebbe stata quella di sostituire la cosiddetta "elettricità marginale". L'elettricità marginale è il tipo di generazione di energia che sarà "accesa" o "spenta" in seguito ai cambiamenti nella domanda/offerta di mercato. Nel caso italiano l'energia marginale più verosimile potrebbe essere il carbone, ma come punto di partenza per questo studio si è deciso di utilizzare il mix energetico medio attuale. Al fine di valutare ciò che questa incertezza relativa alle variazioni marginali del sistema energetico potrebbe significare si è anche deciso di procedere ad uno studio su come il sistema reagirebbe se l'elettricità sostituita fosse generata su una base di "tutto carbone" o "tutto gas naturale".

Energia termica prodotta

Sulla linea attuale non avviene il recupero dell'energia termica, che viene dunque dispersa. Nella nuova linea e secondo il progetto definitivo (Relazione Tecnica, 2009) il calore netto prodotto si attesta sul 65%. Il calore marginale prodotto che si è considerato è quello prodotto a partire da carbonfossile.

1.5. Metodologia

La valutazione degli impatti nello studio è stata svolta utilizzando la metodologia EDIP97. Le seguenti categorie di impatto potenziale sono state incluse nello studio:

Le categorie d'impatto ordinario sono le seguenti:

- Riscaldamento globale
- Formazione fotochimica di ozono
- Esaurimento dell'ozono stratosferico
- Acidificazione
- Eutrofizzazione

Queste categorie d'impatto sono universalmente riconosciute e vi è un generale consenso all'interno della comunità scientifica sul metodo di quantificazione di questi potenziali impatti.

Le categorie d'impatto relativo alla tossicità sono le seguenti:

- Eco-tossicità nel suolo
- Eco-tossicità cronica in acqua
- Tossicità umana via suolo
- Tossicità umana via acqua
- Tossicità umana via aria

Queste categorie d'impatto sono complesse ed includono la modellizzazione dei percorsi e la quantificazione della tossicità. Esistono all'interno della comunità scientifica diversi approcci e non è stato tuttora raggiunto un consenso generale sulla quantificazione degli impatti.

L'impatto sulle risorse idriche sotterranee di solito non è incluso nella modellazione LCA nella gestione dei rifiuti, ma è una categoria importante, perché gran parte dello sviluppo tecnologico nel settore discariche è volto a ridurre gli impatti del percolato sulle acque sotterranee. La maggior parte del percolato sarà raccolto e inviato a un impianto di trattamento delle acque reflue per il trattamento, ma si prevede che ci sia sempre qualche incertezza. Questo tipo di impatti non è incluso in questo studio, a causa del fatto che si prevede che le discariche di rifiuti inerti (*mineral waste landfills*) siano controllate, dal momento che il rilascio da parte di queste avrebbe un grande impatto sulle acque sotterranee nell'area. Inoltre non si prevede che vi sarà estrazione di acque sotterranee nelle vicinanze della discarica.

Le categorie di impatto ambientale vengono normalizzate per quantificare l'importanza relativa di ciascuna di esse. La normalizzazione dà un'idea immediata di quali categorie d'impatto sono più o meno importanti in rapporto ad un riferimento comune per tutte le categorie. I parametri di normalizzazione del metodo EDIP per tutte le categorie d'impatto sono le emissioni o il consumo di risorse annuali di un abitante medio Europeo, aggiornati secondo Stranddorf et al. (2005). Il carico ambientale del sistema di gestione rifiuti è dunque determinato in relazione al carico che la società intera esercita sull'ambiente. L'impatto potenziale o il consumo di risorse di una determinata categoria è diviso per il corrispondente riferimento di normalizzazione, e l'unità di misura degli impatti così normalizzati è espressa in persone equivalenti. Tutte le categorie d'impatto ambientale e consumo di risorse sono dunque esprsse in un'unica unità di misura e dunque rese tutte comparabili.

Inoltre, l'utente può scegliere di assegnare un peso ad ogni categoria di impatto, se le ritiene di importanza diseguale. Il metodo di ponderazione predefinito è il metodo EDIP. Gli impatti ambientali sono ponderati secondo gli obiettivi di riduzione delle politiche di settore e le risorse sono ponderate in base al loro orizzonte di disponibilità. La ponderazione non è inclusa in questa relazione a causa della natura politica che la sottende, il che significa che tutti gli impatti sono considerati parimenti sulla stessa scala.

Potential Impact	Unit	Important compounds	Person equivalent unit/person per year# (normalization reference)
Global warming	kg CO_2-eq.	CO_2, CH_4, N_2O, CO	8700
Acidification	kg SO_2- eq v.	SO_2, NO_x, NH_3	74
Nutrient enrichment	kg NO_3- eq.	NO_3, NO_x, NH_3, PO_4	119
Photo-chemical ozone formation	kg C_2H_4- eq.	VOC	25
Ozone depletion	kg CFC11- eq.	CFC-gases	0.103
Human toxicity via air	m^3 air	VOC	$6.09 * 10^{10}$
Human toxicity via water	m^3 water	Heavy metals, dioxin	$5.22 * 10^4$
Human toxicity via soil	m^3 soil	Heavy metals	127
Eco-toxicity in water	m^3 water	PAH, heavy metals	$3.52 * 10^5$
Eco-toxicity in soil	m^3 soil	Heavy metals, VOC	$9.64 * 10^5$
Stored toxicity in soil	m^3 soil	Heavy metals	506
Stored toxicity in water	m^3 water	Heavy metals	$1.14 * 10^7$
Spoiled groundwater resources	m^3 water	NO_3, Cl	$1.3 * 10^3$

Tabella 4: Riferimenti per la normalizzazione per l'UE-15 secondo Stranddorf et al. (2005). Non sono incluse le risorse sotterranee compromesse (Spoiled Groundwater Resource) e l'eco-tossicità immagazzinata (Stored Ecotoxicity) nel suolo e nell'acqua, che sono stati calcolati dal Dip. Ing. Amb. del Politecnico Danese

Riscaldamento globale che tiene conto del C biogenico: Nel calcolo del potenziale di riscaldamento globale, si suppone che il C biogenico emesso come CO2 sia ininfluente. Questo approccio è descritto in Christensen et al (2009).

2. Risultati e discussione

2.1. Confronto della linea esistente e quella di progetto

In Figura 2 si possono vedere gli impatti ordinari in un confronto tra la linea attuale e quella di progetto. Va ricordato che i quantitativi per i due reattori non sono gli stessi: la linea esistente tratta 46.000 tonnellate di rifiuti solidi urbani misti, mentre il previsto ampliamento tratta 70.000 tonnellate di CDR e fanghi di depurazione. Di questo dunque si deve tener conto quando si confrontano le due linee.

Risulta evidente dal grafico che la differenza principale tra le due configurazioni è dovuta al sostanziale incremento di energia termica (dallo 0% al 65%) ed elettrica (dal 6% al 20%) recuperate nella nuova configurazione (barre di colore rosso e arancione). Analizzando i contributi netti o i benefici relativi agli impatti ambientali, si può notare che nello stato di fatto vi sono impatti potenziali in tutte le categorie, per quanto limitati (riscaldamento globale a parte), mentre nello stato di progetto vi sono potenziali benefici ambientali netti in tutte le categorie. Per il contributo al riscaldamento globale è da notare che molti dei benefici ambientali derivano dal recupero di energia termica nella configurazione di progetto: nello studio è stato ipotizzato che l'energia prodotta andrebbe a sostituire un'equivalente quantità di energia termica prodotta in una centrale a carbone, e questa ipotesi va tenuta costantemente in considerazione, dando un valore diverso agli impatti e benefici ambientali nel caso questo surplus di energia non venisse effettivamente utilizzato durante l'operatività dell'impianto.
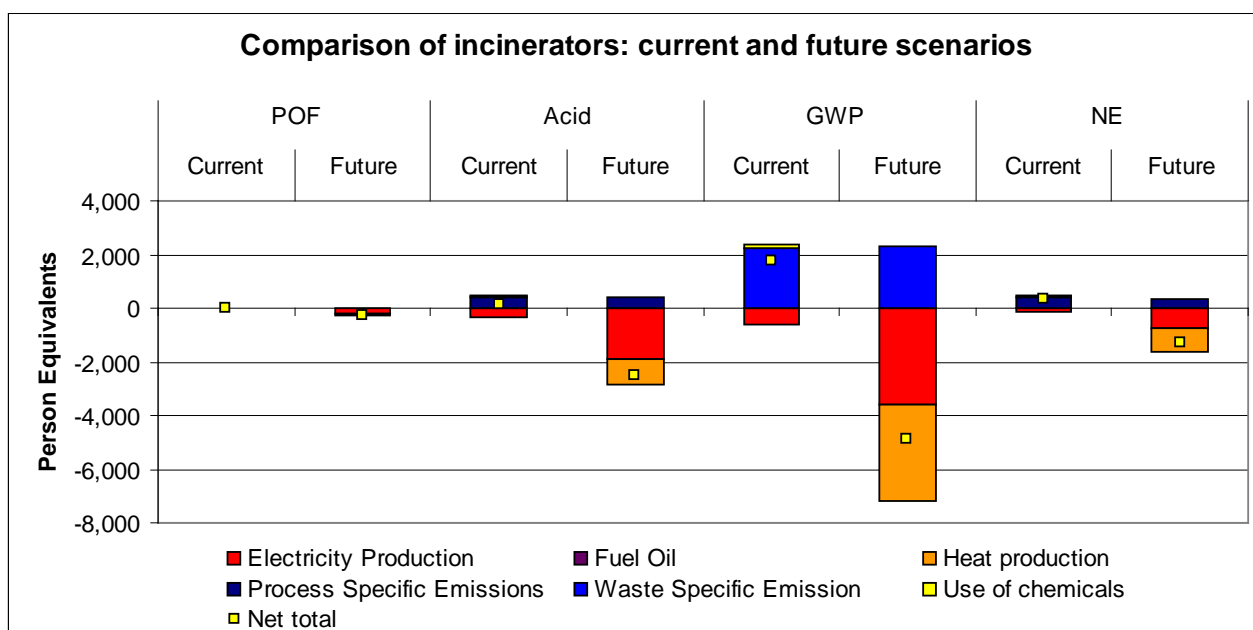
Figura 2: Confronto dello stato di fatto con lo stato di progetto nei potenziali impatti relativi alle categorie ordinarie, calcolati per ogni processo utilizzato nel termovalorizzatore e per le emissioni risparmiate per la sostituzione della produzione di energia. "Current" è lo stato di fatto mentre "Future" è l'espansione di progetto. Le unità di misura in ordinata sono espresse in Persone-Equivalenti. Le abbreviazioni sono le seguenti: Formazione Fotochimica di Ozono (POF), Potenziale di Acidificazione (Acid), Potenziale di riscaldamento globale (GWP) e Potenziale di Eutrofizzazione (NE)

Per le categorie d'impatto associate ai tossici il quadro è pressoché lo stesso. Ci sono potenziali di risparmio per la maggior parte delle categorie per la nuova linea, mentre la linea esistente è intorno al punto di pareggio (a causa del modesto recupero energetico ottenuto in questa linea (6%).

Il grande potenziale di risparmio di energia elettrica sostituita è in larga misura dovuto alle emissioni in acqua di IPA dalla produzione media di energia elettrica italiana che viene sostituita: queste emissioni non hanno luogo nella nuova linea di termovalorizzazione a causa del fatto che non vi è produzione di effluenti liquidi.

L'aumento nelle "emissioni rifiuto-specifiche" per la nuova configurazione è dovuto alla generica maggior concentrazione di metalli pesanti nei fanghi di depurazione rispetto a quella nei rifiuti urbani. La co-combustione dei fanghi porterà dunque ad un aumento delle emissioni di questi metalli, specialmente del mercurio, il quale è il metallo con maggiori caratteristiche di volatilità; inoltre nei RU troviamo una concentrazione media di 5.92E-8 kg di mercurio per kg di solidi totali mentre nei fanghi è di 1.51E-4 kg per kg di solidi totali. Secondo Gasparetto et al (2009) valori delle concentrazioni di mercurio nei fanghi di depurazione nella Regione Veneto possono arrivare a 2.5E-4 kg di mercurio per kg di solidi totali. Questi valori dovranno essere confermati dai riscontri analitici sui fanghi che verranno effettivamente conferiti alla nuova linea.

2.2. Analisi dell'incertezza per la mancata produzione di elettricità

Nello studio si è deciso di utilizzare il mix energetico medio italiano per la modellazione del consumo di energia elettrica che alimenta diverse soluzioni tecnologiche. Ma se si utilizza un approccio LCA consequenziale (*consequential LCA approach*[9]) non potrà mai essere un mix "medio" di energie a risentire dei cambiamenti nella domanda di energia elettrica. Sarà semmai una singola centrale ad avviare o cessare la propria produzione. Per l'Italia l'elettricità marginale che risponde a questi cambiamenti della domanda è molto probabilmente basato sul carbone, un'altra alternativa potrebbe essere la produzione di energia basata sul gas naturale. Nella Figura 3 si può vedere un grafico che rappresenta l'impatto complessivo sulle categorie ordinarie a seconda del tipo di elettricità marginale.

Per il sistema attuale si può vedere che non c'è una differenza molto marcata al variare della fonte energetica marginale, e la ragione di questo è che c'è pochissima energia che viene sostituita in impianto di termovalorizzazione.
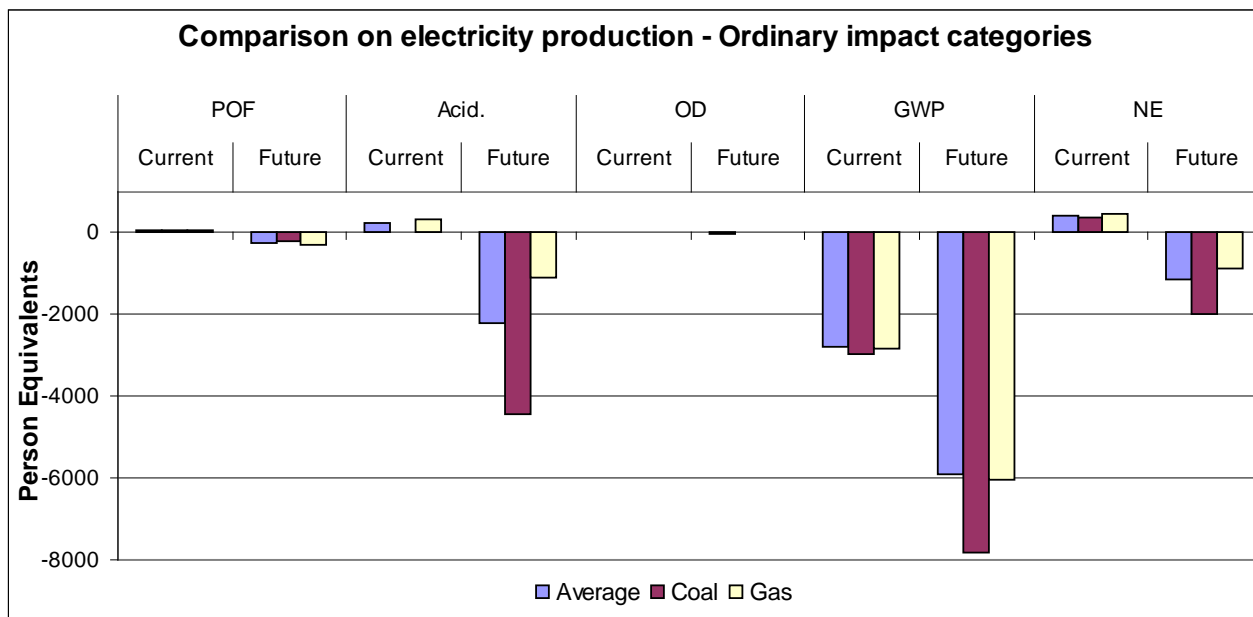
Figura 3: Importanza relativa delle diverse fonti di energia elettrica marginale (carbone, gas naturale o mix energetico medio Italiano). Le unità di misura in ordinata sono Persone-Equivalenti. Le abbreviazioni sono le seguenti: Formazione Fotochimica di Ozono (POF), Potenziale di Acidificazione (Acid), assottigliamento dello strato d'ozono stratosferico (OD) Potenziale di riscaldamento globale (GWP) e Potenziale di Eutrofizzazione (NE)

[9] Si distinguono due tipi di LCA: "Attributional" LCA, che mira a descrivere le proprietà ambientali di un ciclo di vita e dei suoi sottosistemi. "Consequential" LCA, che ha l'obbiettivo di rappresentare gli effetti dei cambiamenti all'interno di un ciclo di vita.

Il CDR già sostituisce il carbone, così come sostituirà sempre carbone in una centrale elettrica alimentata a carbone in presenza di co-combustione. Ma considerando lo scenario futuro si può vedere che ci sono nette differenze. Qui i benefici derivati dalla sostituzione del carbone permettono un risparmio addirittura superiore al mix energetico media considerato nella relazione. Quindi, se l'aumentata elettricità è, in realtà, un sostituto del carbone, il rinnovamento dell'impianto produce un vantaggio ancora più consistente per la società.

Per quanto riguarda l'impatto potenziale legato alle sostanze tossiche questo può essere visto in Figura 4. Qui le differenze non sono così chiare. Il motivo principale di ciò è che, come indicato in precedenza i principali effetti tossici nello studio è la questione del mercurio in RDF. Ma dalla categoria potenziale tossicità per le persone attraverso l'acqua si può osservare che vi sono ancora maggiore se il risparmio di energia elettrica dovrebbe essere marginale carbone.
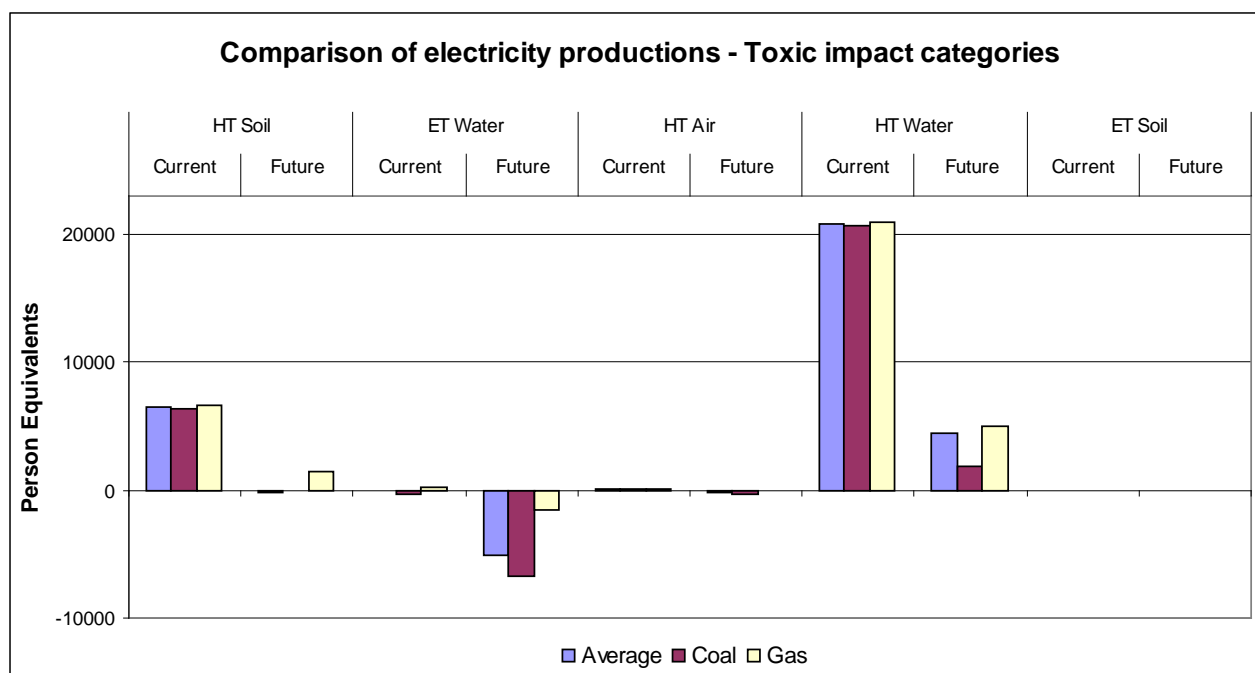
Figura 4: Importanza relativa delle fonti di energia elettrica marginale (carbone, gas o mix energetico italiano medio). Y-unità asse sono riportati in equivalenti Persona. Le unità di misura in ordinata sono Persone-Equivalenti. Le abbreviazioni sono le seguenti: Tossicità Umana via Suolo (HT Soil), Tossicità Umana via Aria (HT Air), Tossicità Umana via Acqua (HT Water), Eco-tossicità via Suolo (ET Soil) ed Eco-Tossicità via Acqua (ET Water)

3. Conclusioni

I risultati complessivi hanno dimostrato che vi è un netto miglioramento delle prestazioni ambientali del termovalorizzatore di Fusina a seguito del progetto di rinnovamento.

La ragione principale di ciò per molte categorie di impatto è il consistente innalzamento del livello di recupero energetico, che si presume vada a sostituire sorgenti convenzionali di energia. Il miglioramento è stato verificato valere comunque, qualsiasi sorgente "sostituita" si consideri (carbone, gas o mix energetico Italiano medio).

Per le categorie di impatto associate alle sostanze tossiche il miglioramento principale è dovuto al fatto che l'efficienza di rimozione per il mercurio nei fumi è notevolmente migliore in termovalorizzatori che in strutture di co-combustione. È quindi preferibile in termini di efficienza ambientale complessiva aumentare la combustione dei rifiuti in impianti dedicati come quello che si intende realizzare con il revamping consente, rispetto alla co-combustione con carbone in centrali termoelettriche.

Nel progetto vi è stata per alcuni settori una carenza di dati, che potrebbero invece avere contribuito a dare una valutazione più certa delle modellizzazioni.

4. Bibliografia

Astrup, T. (2008): Management of APC residues from W-t-E plants, an overview of management options and treatment methods. Second edition. Produced by members of ISWA-WG Thermal Treatment of waste subgroup on APC residues from W-t-E plants. ISWA, Copenhagen.

AA.VV. Relazione Tecnica (2009). Revamping Termovalorizzatore Fusina (VE).

Chemi-Lab (2006). Rapporto Di Prova n. 2260 – Campione Di Ceneri Pesanti e Scorie Rapporto Di Prova n. 2268 – Campione di Ceneri Di Caldaia raccolto il 11-05-07. CHEMI-LAB s.r.l., Mestre, Italy

Christensen, T.H., Bhander, G.S., Lindvall, H., Larsen, A.W., Fruergaard, T., Damgaard, A., Manfredi, S., Boldrin, A., Riber, C. & Hauschild, M.Z. (2007): Experience with the use of LCA-modelling (*EASEWASTE*) in waste management. Waste Management and Research, 25, 257-262.

Christensen, T.H., Gentil, E., Boldrin A., Larsen, A:W & Hauschild, M. (2009): C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modeling of waste management systems. Waste Management and Research (Accepted).

European Commission (2003): Refuse derived fuel. Current practice and perspectives (B4-3040/2000/306517/MAR/E3). Final report. Web:
http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/rdf.pdf

Fruergaard, T., Hyks, J. & Astrup, T. (2008): Life cycle assessment of management of waste incineration residues (Manuscript).

Hyks J., Astrup T. & Christensen T.H. (2009). Leaching from MSWI bottom ash: effects of non-equilibrium during column experiments. Waste Management, 29, 522-529

Riber, C. & Christensen T. H. Method for fractional solid waste sampling and chemical analysis, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2006a

Riber, C. & Christensen, T. H. Måling af tungmetaller i dansk dagrenovation og småt brændbart, Miljøprojekt nr. 1085, Miljøstyrelsen, 2006b

Storico Emissioni LARA CDR(2009). Emissioni storiche e reagenti utilizzati dall'impianto CDR di Fusina nel periodo 2003 – 2005.

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L. & Schmidt, A. 2005. Update on impact categories, normalisation and weighting in LCA. Environmental Project no. 995, Danish EPA, 2005

Etichetta “Per il clima”: qualificazione ambientale di prodotti sulla base dell’impronta di carbonio

Autori: Andrea Moretto[1], Romeo Pavanello[2]

[1,2] Ambiente Italia srl – Istituto di Ricerche, Via Carlo Poerio 39 - 20129 Milano
romeo.pavanello@ambienteitalia.it

Sommario

Legambiente, con la collaborazione dell’Istituto di Ricerche Ambiente Italia, ha attivato in Italia il primo progetto di etichettatura ambientale, denominata Etichetta “Per il clima”, per assegnare un riconoscimento pubblico ai prodotti che dichiarano in modo trasparente la quantità di CO2 equivalente emessa in una o più fasi del loro ciclo di vita (estrazione e trasformazione delle materie prime, processo di produzione, distribuzione, uso, smaltimento).
L’etichetta “Per il clima” fa riferimento alla norma BSI denominata PAS 2050:2008. Le informazioni espresse attraverso l’etichetta “Per il clima” dovrebbero aiutare da una parte il consumatore a orientare la scelta verso prodotti e servizi di elevata qualità ambientale e dall’altra le aziende a valutare il contributo al riscaldamento globale sia per quanto riguarda le proprie emissioni sia per quanto riguarda quei processi della filiera produttiva che non controllano direttamente.

Introduzione

Tra le esperienze internazionali di etichettatura ambientale dei prodotti emerge in questi ultimi tempi un filone che ha come suo obiettivo quello di valorizzare il contenuto informativo nei confronti del consumatore finale, esplicitando in modo particolare alcune caratteristiche riconducibili all’impatto ambientale lungo il ciclo di vita di prodotti e servizi.
Questa informazione da un lato dovrebbe aiutare il consumatore a orientare la scelta verso prodotti e servizi di elevata qualità ambientale e nello stesso tempo incentivare il produttore a intervenire nei processi di produzione con soluzioni tecniche e organizzative maggiormente eco-efficienti.
Una delle tematiche ambientali che il consumatore tende a prendere sempre di più in considerazione è la cosiddetta impronta di carbonio del prodotto o servizio, cioè la quantità di CO2 equivalente[10] emessa nei processi di produzione, trasformazione, distribuzione, vendita e fine vita.
Diverse sono le iniziative a livello internazionale che hanno già realizzato da tempo questo tipo di etichetta. L’esempio più significativo è il “Carbon Footprint” sviluppato da Carbon Trust nel Regno Unito già a partire dal 2007 e applicato a diversi prodotti e servizi; altri esempi sono il “Certified Carbon Free” utilizzato negli Stati Uniti e sviluppato da CarbonFund.org Foundation, il “CarbonConnect” utilizzato in Canada e sviluppato da CarbonCounted.
Esperienze analoghe si stanno sviluppando in Spagna e in Svezia su prodotti alimentari.

1 Etichetta “Per il clima”

L’efficacia della comunicazione degli impatti ambientali di un prodotto o servizio dipende sia da concetti e parametri tecnici che spesso non sono conosciuti o di facile comprensione e da un adeguato strumento comunicativo.
L’etichetta “Per il clima” valuta una sola categoria d’impatto ambientale ed è, allo stesso tempo, un “marchio” applicabile al prodotto o servizio e una Dichiarazione ambientale da fornire alle parti interessate (clienti, enti della Pubblica Amministrazione, fornitori).

---

[10] L’anidride carbonica equivalente (CO_2eq) è l’unità di misura che confronta la forza radiante di un gas a effetto serra rispetto a quella all’anidride carbonica secondo i coefficienti di potenziale di riscaldamento globale definiti dal Gruppo Intergovernativo sui Cambiamenti Climatici (IPCC).

L’etichetta “Per il clima” è il nuovo progetto di Legambiente che, per la prima volta in Italia, propone un’etichettatura volontaria di prodotto per informare il consumatore sulla quantità di emissioni di gas a effetto serra generate da prodotti o servizi durante una o più fasi del loro ciclo di vita.
Per le aziende, l’implementazione dell’etichetta “Per il clima” consente:

- una valutazione interna delle emissioni di gas a effetto serra derivanti dal ciclo di vita del prodotto;
- di valutare configurazioni alternative di prodotto sulla base del loro impatto in termini di emissioni di gas serra;
- di avere un indicatore di riferimento per la misurazione e la comunicazione della riduzione delle emissioni;
- di confrontare le emissioni di gas serra di prodotti diversi utilizzando un approccio comune, riconosciuto e standardizzato;
- di supportare la comunicazione della responsabilità ambientale delle imprese.

Per i consumatori avere a disposizione prodotti certificati con l’etichetta “Per il clima” permette il confronto tra i prodotti e di esercitare con maggiore consapevolezza il proprio potere d’acquisto al fine di ridurre l’impatto delle scelte sulle emissioni di gas serra.

1.1 Procedura tecnica

L’azienda che richiede l'etichetta è messa in contatto da Legambiente con il partner tecnico (Ambiente Italia) per eseguire l’audit ambientale, finalizzato alla valutazione delle informazioni e alla raccolta dei dati necessari. Una volta effettuato l’audit, il partner tecnico avvierà la procedura di modellizzazione e il calcolo delle emissioni di CO_2 equivalente per il prodotto o servizio individuato; l'ultima fase della procedura è la redazione della Dichiarazione ambientale. A ogni Dichiarazione è attribuito un codice d’identificazione che accompagna il prodotto o servizio in qualsiasi comunicazione. Una volta emessa l'etichetta, la Dichiarazione è inserita nel sito www.viviconstile.org e può essere scaricata dal sito per il periodo di validità della stessa, che tendenzialmente è annuale e rinnovabile. In caso di rinnovo della Dichiarazione, l'azienda o l’organizzazione chiede una nuova istruttoria tecnico-scientifica nel caso in cui ci siano state modifiche di contesto (norme, regole ecc.) o di processi produttivi. Se invece non c’è stata nessuna variazione rispetto alla precedente Dichiarazione, l'istruttoria consisterà in una valutazione ragionata da parte del partner tecnico dei dati forniti dall'azienda e di letteratura. Inoltre l’azienda può evidenziare sia gli sforzi di miglioramento sia l’eventuale azzeramento/compensazione (parziale o totale) delle emissioni con l’acquisto di opportuni crediti sul mercato.

1.2 Uso della Dichiarazione e dell'etichetta “Per il Clima”

L’azienda che ha ottenuto la Dichiarazione può utilizzare l'etichetta nell'arco temporale espressamente dichiarato nel contratto di licenza d'uso. L’utilizzo dell'etichetta deve avvenire in maniera tale che non possano essere trasmessi messaggi che generino confusione o interpretazioni errate. È possibile utilizzare l'etichetta sul prodotto, sull’imballaggio o su altri stampati di prodotto, oltre al sito web con riferimento specifico al prodotto che ha ottenuto l'etichetta.

1.3 Caratteristiche dell'etichetta

Si riporta di seguito un esempio di etichetta “Per il clima” e relativa Dichiarazione realizzata per la lampada fluorescente Genie Esaver 11W prodotta dalla Philips.

L’intestazione “Per il clima” fa riferimento alla sola categoria di impatto ambientale del riscaldamento globale	
Le emissioni di gas a effetto serra sono indicate dalla quantità di anidride carbonica equivalente (CO2eq) espressa in grammi, chili o tonnellate	
Le fasi del ciclo di vita cui le emissioni di CO2eq si riferiscono	
L’ente che effettua l’audit tecnico, il calcolo delle emissioni e redige la Dichiarazione	
Spazio riservato all’azienda per comunicare caratteristiche significative di tipo socio-ambientale, o progetti e iniziative di sostenibilità, o miglioramenti rispetto a prestazioni dichiarate in Etichette “Per il Clima” precedenti	
Marchio di Legambiente	

Tabella 1: caratteristiche dell’etichetta “Per il clima”

L'azienda o l’organizzazione può scegliere se utilizzare la struttura grafica proposta da Legambiente o se utilizzarne una propria. In quest'ultimo caso, l'etichetta dovrà comunque riportare i seguenti elementi:

- il marchio di Legambiente (come fornito da Legambiente);
- l’intestazione “PER IL CLIMA”;
- la quantità di CO2 equivalente emessa durante una o più fasi del ciclo di vita considerate;
- il nome della società che ha effettuato il calcolo (Ambiente Italia);
- il numero della Dichiarazione;
- il sito web di pubblicazione (www.viviconstile.org).

Dichiarazione nr. 001

Curatore dichiarazione

AMBIENTEITALIA

Descrizione prodotto

Prodotto (nome comm)		Genie ESaver 11W
Potenza nominale	W	11
Tensione	V	220-240
Corrente	mA	80
Attacco	-	E27
Vita media al 50%	ore	8000
Dimensioni (LuxLa)	mm	117x44,4
Peso	gr	80
Flusso luminoso	Lm	600
Temperatura colore	K	2700
Colorazione	-	Bianca Calda

Produttore

Azienda	PHILIPS S.p.A.
Sede legale	Via Mascheroni 5 CAP 20123 Milano - (MI)
Sede comm.le	Via G. Casati 23 CAP 20052 Monza - (MB)
Contatti	tel +39 039 2031 fax +39 039 203 6118
E-mail	info@philips.it www.philips.it
Referente	Fabio Dezio, Marco Milch

Componenti del prodotto (materiali in % sul peso totale)

* Rame e Politetrafluoroetilene (senza PBB e PBBO)

Imballaggio del prodotto

Cartone	g	4,7
Plastica	g	6,5

Data scadenza dichiarazione

1 Settembre 2010

Foto prodotto

Unità funzionale

Una (1) lampada fluorescente compatta integrata a tubi dritti scoperti (Genie ESaver 11W/827 E27 220-240V 1BL), vita media al 50% di 8000 ore, ma rapportata a una vita media al 50% di 10000 ore di funzionamento.

Profilo ambientale

Potenziale contributo all'effetto serra derivante dai gas climalteranti emessi durante le fasi del ciclo di vita del prodotto valutate

kg CO2 eq	69,00

Indicatore impatto:
CO2 eq = anidride carbonica equivalente

Figura 1: Dichiarazione dell'etichetta "Per il clima" (fronte) della lampada fluorescente Genie Esaver 11W prodotta da Philips. Legenda: 1) curatore della Dichiarazione 2) descrizione tecnica del prodotto 3) riferimenti del produttore 4) composizione del prodotto 5) imballaggio del prodotto 6) scadenza della Dichiarazione 7) foto del prodotto 8) unità funzionale 9) etichetta e quantità di CO_2 eq.

Valutazione ciclo di vita (LCA)

Fasi ciclo di vita valutate	SI	NO
Estrazione materie prime / produzione semilavorati		
Estrazione delle materie prime		X
Produzione dei semilavorati		X
Produzione/assemblaggio prodotto finito		
Assemblaggio del prodotto		X
Confezionamento del prodotto finito		X
Fasi post-produzione		
Distribuzione prodotto		X
Uso/manutenzione del prodotto	X	
Fine vita del prodotto e dell'imballaggio	X	

Confini del sistema

Fase d'uso
Consumo di energia elettrica, prodotta secondo il mix di produzione italiano aggiornato al 2008 [2], pari a una potenza nominale di 11 W e a una vita media al 50% di 8000 ore di funzionamento (rapportate a una vita media al 50% di 10000 ore, secondo quanto indicato dal Regolamento Europeo Ecolabel, [5]). Inclusi sono: l'approvvigionamento e il trasporto dei combustibili, gli import di energia elettrica dall'estero, le perdite di trasformazione e distribuzione dell'energia.
Fine vita
Scenario di fine vita della lampada (compresi i trasporti): come rifiuto differenziato per il 27,9% (dato riferito alla percentuale raccolta su quella prodotta nell'Unione Europea, 2006) [4] di cui recuperato come rifiuto RAEE per il 4,2% (dato Ecolamp, riferito a ultimo trimestre del 2008) e recuperato come rifiuto di vetro per il 23,7%; il restante rifiuto indifferenziato è smaltito per l'81% in discarica e per il 19% in impianti di incenerimento (dati ISPRA, 2007) [3].
Scenario di fine vita dell'imballaggio (compresi i trasporti): la carta è recuperata per il 70,9% e smaltita tramite inceneritore per l'8,3% [3]; la plastica è recuperata per il 29,4% e smaltita tramite inceneritore per il 31,3% [3]; il restante rifiuto indifferenziato è smaltito per l'81% in discarica e per il 19% in impianti di incenerimento [3].
Esclusioni
Sono stati esclusi dall'analisi:
- l'approvvigionamento delle materie prime del prodotto finito e dell'imballaggio;
- la produzione dei semilavorati del prodotto finito;
- l'assemblaggio del prodotto finito e il suo imballaggio;
- la distribuzione del prodotto e tutti i trasporti a monte;
- la costruzione degli stabilimenti aziendali e dei macchinari per la lavorazione dei semilavorati e del prodotto finito.

Informazioni sull'azienda

Philips, con sede principale ad Amsterdam, ha circa 116.000 dipendenti in oltre 60 paesi in tutto il mondo. Con vendite pari a 26,4 miliardi di euro nel 2008, la società è leader sul mercato nell'ambito delle soluzioni per le terapie cardiache, intensive e a domicilio, nonché per l'illuminazione a risparmio energetico e nuove applicazioni per l'illuminazione, oltre a soluzioni lifestyle per il benessere personale, con una solida posizione nel mercato dei televisori a schermo piatto, della rasatura e degli apparecchi per la cura personale, dei dispositivi per l'intrattenimento portatile e dell'igiene orale.
Siti produttivi
Per quanto riguarda i prodotti d'illuminazione, e in particolare per le lampadine CFL-i (fluorescenti compatte integrate) Philips si avvale di siti produttivi in Europa e in Asia. Le lampade tipo Softone sono assemblate e confezionate presso lo stabilimento di Pila, Polonia. Le lampade tipo Genie e Tornado sono invece prodotte ed assemblate in Cina, e poi confezionate per la vendita nel sito di Pabianice, Polonia.
Le certificazioni di sistema dell'azienda
ISO 14001, distribuzione e vendita per l'Italia sito di Monza (MI), cert. nr. IT04/0716, Certificatore SGS.
ISO 9001, produzione di lampade presso il sito di Shanghai (Cina), cert. nr. 04204Q10047R2L, Certificatore EIQA.
ISO 9001, produzione e distribuzione di lampade presso il sito di Pila (Polonia), cert. nr. 2019863, Certificatore KEMA.

Informazioni sul prodotto

Descrizione prodotto e modalità di utilizzo
Le lampade fluorescenti compatte integrate sono se[...] d'illuminazione comunemente utilizzate in ambito domes[...]co che consentono un risparmio energetico di circa l'80% rispetto a fonti luminose tradizionali quali le lampadine ad incandescenza. Sono studiate per sostituire direttamente le lampadine tradizionali, sia come forme e applicazioni, che come attacchi e potenze, in tutti i più comuni apparecchi d'illuminazione. Dal punto di vista tecnico sono costituite da un tubo di vetro al cui interno è presente un gas nobile ed una quantità di mercurio liquido (pari a 4mg) che si pone in equilibrio con il suo vapore. La superficie interna del tubo è rivestita di una polvere fluorescente. Ai due estremi del tubo sono presenti due elettrodi. Gli elettroni in movimento tra i due elettrodi eccitano gli atomi del rivestimento che sono a loro volta sollecitati a emettere radiazione ultravioletta. Il materiale fluorescente di cui è ricoperto il tubo, investito da tali radiazioni, emette luce visibile.
Le principali gamme di prodotto CFL-i di Philips sono: Genie (lampada scoperta, forma a tubi dritti), Tornado (lampada scoperta, forma a spirale) e Softone (lampada ricoperta, forme a goccia, sferica e oliva). Ciascuna gamma è completa in potenze (wattaggi) e attacchi (E14 ed E27), per qualsiasi utilizzo in ambito domestico.

Bibliografia

[1] Normativa PAS 2050:2008; BSI - 2008
[2] Dati statistici sull'energia elettrica in Italia; TERNA
[3] Rapporto Rifiuti 2008; ISPRA - 2008
[4] United Nations University - 2008
[5] L 242/44; Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee - 09 settembre 2002
[6] Modalità di trattamento delle apparecchiature elettriche ed elettroniche dismesse (RAEE) - Criteri per la qualificazione degli impianti; Centro di Coordinamento RAEE in collaborazione con ASSORAEE - 2008
[7] Reference Document on BAT for the Waste Treatments Industries; IPPC - 2006

Il presente documento è scaricabile dal sito internet www.vivoenergia.org

Figura 2: Dichiarazione dell'etichetta "Per il clima" (retro) della lampada fluorescente Genie Esaver 11W prodotta da Philips. Legenda: 1) fasi del ciclo di vita valutate 2) confini del sistema 3) informazioni sull'azienda 4) informazioni sul prodotto 5) bibliografia

2 Prodotti certificati

La prima azienda a certificare alcuni dei propri prodotti con l'etichetta "Per il clima" è stata Philips S.p.A. che l'ha applicata ad alcune famiglie di lampade fluorescenti, in particolare ai prodotti da 8, 11 e 18 watt della linea Genie, ai prodotti da 8, 12 e 20 watt della linea Softone e ai prodotti da 8, 20 e 23 watt della linea Tornado.
Le etichette "Per il clima" della Philips hanno conteggiato inizialmente il solo impatto derivante dalla fase d'uso e dal fine vita del prodotto: nella fase d'uso si sono considerate le emissioni di gas serra derivanti dal consumo di energia elettrica secondo il mix di produzione italiano aggiornato al 2008 con i dati statistici forniti da TERNA. Sono stati inclusi nel conteggio anche l'approvvigionamento e il trasporto dei combustibili, gli import di energia elettrica dall'estero e le perdite di trasformazione e distribuzione dell'energia.
Per quanto riguarda il fine vita dei prodotti, è stato adottato uno scenario di smaltimento che considera le lampade come un rifiuto differenziato per il 27,9% (dato riferito alla percentuale raccolta su quella prodotta nell'Unione Europea, 2005), di cui recuperato come rifiuto RAEE per il 4,2% (dato Ecolamp, riferito a ultimo trimestre del 2008) e recuperato come rifiuto di vetro per il 23,7%; la restante parte è stata considerata come rifiuto indifferenziato che è smaltito per l'81% in discarica e per il 19% in impianti di incenerimento (Rapporto Rifiuti, Ispra 2008).
L'etichetta "Per il clima" ha considerato anche l'imballaggio del prodotto, costituito dai materiali di carta e plastica; per la carta, il fine vita è stato considerato secondo il seguente scenario: carta recuperata per il 70,9% e smaltita tramite inceneritore per l'8,3%; per la plastica, secondo il seguente scenario: plastica recuperata per il 29,4% e smaltita tramite inceneritore per il 31,3%; il restante rifiuto indifferenziato è smaltito, sia per la carta che per la plastica, per l'81% in discarica e per il 19% in impianti di incenerimento (Rapporto Rifiuti, Ispra 2008).
Gli scenari di fine vita del prodotto e del suo imballaggio hanno conteggiato tutti i trasporti necessari mentre sono stati esclusi dall'analisi i processi a monte della fase d'uso, tra cui l'approvvigionamento delle materie prime del prodotto finito e dell'imballaggio, la produzione dei semilavorati del prodotto finito, l'assemblaggio del prodotto finito e il suo imballaggio, la distribuzione del prodotto e tutti i trasporti a monte, la costruzione degli stabilimenti aziendali e dei macchinari per la lavorazione dei semilavorati e del prodotto finito.
Nella Dichiarazione dell'etichetta "Per il clima" sono presenti altre informazioni che riguardano le caratteristiche tecniche del prodotto (la potenza nominale, la tensione, la corrente, il tipo di attacco, la vita media al 50% di ore di funzionamento, le dimensioni, il peso, il flusso luminoso, la temperatura del colore e la colorazione) e la composizione dei materiali che lo costituiscono, oltre alla Dichiarazione dell'unità funzionale. A breve l'etichetta "Per il clima" dei prodotti Philips sarà integrata con l'impatto derivante dalla fase di produzione in modo tale da coprire l'intero ciclo di vita.

2.1 Prodotti in fase di certificazione

Altre etichette "Per il clima" sono in fase di definizione e riguarderanno prodotti del settore ICT, agroalimentare e tessile.

3 Metodologia

L'etichetta "Per il clima" fa riferimento alle specifiche denominate PAS 2050:2008 "Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services" che definisce i criteri per la valutazione delle emissioni di gas serra derivanti dal ciclo di vita dei prodotti o dei servizi basandosi sulle tecniche e sui principi della valutazione del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) definite secondo gli standard ISO 14040 e 14044.
La PAS valuta solo la categoria d'impatto del riscaldamento globale e non considera altri potenziali impatti sociali, economici e ambientali come le emissioni di gas non a effetto serra, l'acidificazione, l'eutrofizzazione, la tossicità, la biodiversità, le norme sul lavoro o altri impatti sociali, economici e ambientali che possano essere associati con il ciclo di vita dei prodotti.
Per riscaldamento globale s'intende l'aumento della temperatura media dell'atmosfera terrestre e degli oceani dovute sia a cause naturali sia al contributo delle attività antropiche, tra le quali l'uso di combustibili fossili e la deforestazione.
Sono chiamati gas serra quei gas presenti in atmosfera, di origine sia naturale che antropica, che assorbono ed emettono radiazioni a specifiche lunghezze d'onda nello spettro della radiazione infrarossa, emessa dalla superficie terrestre, dall'atmosfera e dalle nuvole. Questa loro proprietà causa il fenomeno noto come effetto serra.
Per emissioni di gas serra derivanti dal ciclo di vita s'intende le emissioni di gas serra generate nelle fasi di vita di un prodotto, cioè dall'approvvigionamento delle materie prime, alla produzione dei semilavorati e dei prodotti finiti, all'assemblaggio, alla distribuzione, all'uso o alla fornitura di un servizio, fino allo smaltimento del prodotto.
Tra i gas a effetto serra ci sono le emissioni di anidride carbonica (CO2), metano (CH4), protossido di azoto (N2O) e altre famiglie di gas tra cui gli idrofluorocarburi (HFC) e gli perfluorocarburi (PFC).
L'indicatore d'impatto ambientale utilizzato è l'anidride carbonica equivalente (CO2eq) che confronta la forza radiante di un gas a effetto serra rispetto a quella all'anidride carbonica secondo i coefficienti di potenziale di riscaldamento globale definiti dal Panel Intergovernativo sui Cambiamenti Climatici (IPCC).
Il coefficiente assegnato all'anidride carbonica è pari a 1 mentre quelli degli altri gas sono espressi rispetto all'anidride carbonica derivante da fonti di carbonio fossile. A titolo d'esempio, il metano ha un coefficiente pari a 25[11], cioè 1 kg di metano equivale a 25 kg di anidride carbonica.
La PAS è stata preparata dal British Standards Institute (BSI) e co-sponsorizzata dalla Carbon Trust e dal Dipartimento britannico per l'Ambiente, l'Alimentazione e gli Affari Rurali (Defra); inoltre è stata sviluppata con il contributo significativo di esperti internazionali, università, imprese, organizzazioni governative e non governative.

3.1 Fasi della metodologia

La metodologia PAS si sviluppa attraverso le seguenti fasi:

- definizione degli obiettivi, scelta dei prodotti, coinvolgimento dei fornitori: in funzione di una valutazione interna delle emissioni di CO2 eq. oppure per comunicare i risultati all'esterno dell'azienda o dell'organizzazione; la scelta dei prodotti dovrebbe tenere conto delle potenzialità in grado di garantire i migliorabili risultati dal punto di vista della riduzione delle emissioni nelle varie fasi del ciclo di vita; il coinvolgimento dei fornitori è di notevole importanza per una corretta raccolta dei dati e avviene attraverso visite specifiche nel sito produttivo e tramite compilazione di apposite schede per la raccolta dei dati;
- definizione dell'unità funzionale e dei confini del sistema: dipendono entrambi dagli obiettivi mentre l'unità funzionale definisce la prestazione quantificata di un sistema di prodotto anche in previsione di un confronto tra prodotti differenti;
- raccolta dei dati: deve tener conto della rilevanza, completezza, coerenza, precisione e trasparenza dei dati e privilegiare i dati primari (raccolti nel sito produttivo) a quelli secondari (da banche dati e da letteratura);

[11] Rispetto a uno scenario di riferimento di 100 anni.

- calcolo delle emissioni: è il calcolo tra la quantità utilizzata di un prodotto e il suo fattore di emissione (kg CO_2eq./U.M.); inoltre trasforma i gas a effetto serra in CO_2 eq. attraverso i potenziali di riscaldamento globale pubblicati dall'IPCC;
- controllo e validazione dei risultati: in funzione degli obiettivi e del tipo di comunicazione dei risultati, la verifica può essere affidata a un ente terzo, accreditato a livello internazionale o meno, oppure può essere un'auto-Dichiarazione;
- comunicazione dei risultati: la PAS non fornisce requisiti per la divulgazione dei risultati; l'etichetta "Per il clima" è consultabile nel sito www.viviconstile.org.

Conclusioni

Le caratteristiche dell'etichetta "Per il clima" consentono una comunicazione semplice e sintetica, ma allo stesso tempo rigorosa e in grado di divulgare l'impegno ambientale dell'organizzazione che la implementa verso altre organizzazioni interessate e verso il consumatore. Nonostante sia uno strumento di recente definizione, diversi settori merceologici si stanno interessando alla sua applicazione, sostenuti sia da una crescente consapevolezza verso gli impatti ambientali, sia da nuove necessità di marketing. È, infatti, in crescita la sensibilità verso stili di vita e di consumo più attenti alla qualità ambientale.

Bibliografia

BSI, Carbon Trust, Defra. 2008. PAS2050:2008 "Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services".

BSI, Carbon Trust, Defra. 2008. Guide to PAS 2050 "How to assess the carbon footprint of goods and services".

Legambiente, Philips. 2009. Dichiarazione di prodotto n.001 per lampada fluorescente Genie Esaver 11W, www.etichettaperilclima.viviconstile.org

De-costruzione sostenibile

Manuela Maddalena Bazzana[1], Marco Morandotti[1]

[1] Dipartimento di Ingegneria Edile e del Territorio, Università degli Studi di Pavia

manuela.bazzana@unipv.it, marco.morandotti@unipv.it

Sommario

L'attuale urgenza ambientale impone di affrontare la progettazione in un'ottica non lineare ma di ciclo, integrando i criteri ambientali sin dalla fase di ideazione, per compiere scelte strategiche mirate al contenimento dei flussi di energia e materia in entrata e in uscita dall'edificio, responsabilizzando in modo consapevole il progettista in tutte le fasi del ciclo di vita. Punto di partenza della ricerca è l'assunzione di un punto di vista ben preciso, ovvero quello di un progettista non esperto in materia ambientale, per cercare di riflettere sull'effettiva integrazione dei risultati forniti da valutazioni LCA all'interno del processo progettuale. La tematica dell'habitat transitorio ben si presta a questo tipo di analisi perché permette di restringere il campo a scelte prettamente costruttive, relegando ad un ruolo marginale le questioni relative alla fase d'uso dell'edificio, in relazione proprio alla breve durata, per altro già ampiamente affrontate attraverso la certificazione delle prestazioni energetiche degli edifici.

Introduzione

Il contributo riporta gli esiti parziali di una Tesi di Dottorato in corso di svolgimento presso il Dottorato in Ingegneria Edile/Architettura - XXIII ciclo dell'Università degli Studi di Pavia (Titolo della tesi: Costruire la temporaneità. Life Cycle Thinking come strumento di progettazione per habitat transitori. Dottoranda: Ing. Manuela Maddalena Bazzana, Tutor: Prof. Ing. Marco Morandotti).

La ricerca parte dalla consapevolezza che il settore delle costruzioni richiede con urgenza una verifica delle possibilità di miglioramento nel campo dell'efficienza ambientale. La considerazione delle implicazioni ambientali connesse alla progettazione architettonica, spinge alla riflessione sul sistema di relazioni che si instaura, tramite la tecnologia, tra le esigenze espresse dall'uomo di migliorare e trasformare il proprio contesto di vita, e la necessità di conservazione e tutela dell'ambiente, proponendo un'evoluzione in senso ambientale dell'approccio al progetto.

La filosofia di pensiero che deve sottendere a questo processo evolutivo è quella che viene definita "sostenibilità forte" (Daly, 1977), che contiene tutti gli strumenti e i metodi analitici che prendono in considerazione un ridotto numero di parametri e forniscono su questi una valutazione di tipo quantitativo (Lavagna, 2008), allo scopo di monitorare gli impatti ambientali relativi a ciascuna fase del processo edilizio.

La metodologia LCA rientra a pieno titolo all'interno di questa categoria in quanto valuta oggettivamente gli impatti ambientali di un prodotto/servizio lungo l'intero ciclo di vita. La ricerca ha quindi cercato di analizzare questa metodologia con l'obiettivo di evidenziarne le effettive possibilità di applicazione al settore edilizio, partendo da un'analisi critica delle peculiarità di questo settore e dei margini di miglioramento ottenibili attraverso l'integrazione di valutazioni di questo tipo all'interno dell'iter di progetto.

Il campo di applicazione scelto per realizzare le valutazioni è quello delle abitazioni temporanee, intese come unità abitative progettate per avere una durata limitata nel tempo, non solo dal punto di vista tecnico-costruttivo, ma anche localizzativo e d'uso. I motivi di tale scelta sono individuabili principalmente nell'attualità del tema, in relazione alle dinamiche demografiche e alla necessità di soluzioni abitative per utenze deboli, ma anche nelle specifiche tecnico-costruttive che caratterizzano queste realizzazioni, che ben si prestano ad analisi ambientali volte a valutarne gli impatti ambientali anche nelle fasi di produzione e fine vita, considerando solo marginalmente la fase d'uso.

Descrizione

Abitazioni temporanee e ciclo di vita

La ricerca si propone di mettere in luce l'utilità pratica dei risultati ottenuti attraverso l'applicazione di studi LCA al settore delle costruzioni e in particolare all'ambito specifico delle costruzioni temporanee per la residenza, riconoscendo le potenzialità di questo metodo di diventare uno strumento di riferimento per i progettisti e per tutti gli attori coinvolti nel processo edilizio. Pensare al processo edilizio nell'ottica del ciclo di vita è fondamentale in quanto gli impatti relativi alla realizzazione di un edificio non sono imputabili solo alla fase di costruzione, ma si sviluppano anche a monte e a valle di essa, nel reperimento delle materie prime, nella produzione dei componenti, nel trasporto al cantiere, ma anche nell'uso, nella manutenzione, nella dismissione e infine nello smaltimento delle macerie. Raggiungere l'obiettivo della sostenibilità ambientale nella progettazione significa quindi avere pieno controllo del progetto in tutte le sue fasi, vagliando le possibili scelte tecnologico-costruttive attraverso la quantificazione dei relativi impatti ambientali.

Il campo di applicazione scelto per la ricerca è quello delle abitazioni transitorie, per le quali la variabile "tempo" assume un ruolo fondamentale nella progettazione. La scelta di questo particolare ambito permette di focalizzare l'attenzione da un lato sulle fasi di scelta dei materiali, produzione dei componenti e assemblaggio, dall'altro sugli scenari di fine vita, considerando solo marginalmente la fase d'uso, proprio in relazione alla breve durata. L'abitare temporaneo rappresenta inoltre un'importante sfida tecnologica per il futuro e un campo di sperimentazione e di innovazione ancora in gran parte da esplorare. In questo caso più che un'innovazione di prodotto è ancora più forte la necessità e l'urgenza di un'innovazione di processo che stabilisca nuove modalità di impiego di tutte le risorse tecnologiche correnti (Bologna, 2002).

La dimensione temporale nel progetto e nella costruzione delle opere di architettura è divenuta negli ultimi anni uno dei temi di maggiore interesse e dibattito culturale. Tra i fenomeni che maggiormente hanno influenzato il rapporto tra spazio, tempo e architettura ci sono la globalizzazione e la sostenibilità; l'esito generale che ad essi si può attribuire è il passaggio da una dimensione statica, permanente, ad una dimensione dinamica e transitoria del costruire.

L'uomo ha la necessità di legare alla costruzione di un'opera architettonica valori storici, culturali, simbolici che si possano trasmettere immutati nel tempo e che spesso sopravvivono a quelli materiali e funzionali; tuttavia, esistono oggi, più che in passato, le condizioni per le quali il ricorso all'architettura temporanea può risultare appropriato: emergenze abitative per calamità naturali o antropiche, mobilità abitativa connessa ai crescenti fenomeni di immigrazione, abitazioni per lavoratori periodici e studenti, strutture abitative per la fruibilità turistica del territorio, strutture per manifestazioni di massa, "case parcheggio" da utilizzare durante i cicli di riconversione e recupero urbano.

Dalle riflessioni effettuate sulla tematica dell'abitazione temporanea, si è giunti alla definizione di tre macro categorie che cercano di sintetizzare i diversi orientamenti progettuali indirizzati al tema della temporaneità, abbracciando interpretazioni diverse del tema e risultati progettuali vari. Questa classificazione cerca di delineare lo stato dell'arte da cui attingere riflessioni progettuali per affrontare il problema dell'habitat provvisorio. Le tre macro categorie sono la mobilità, la flessibilità e la reversibilità; lette in quest'ordine, definiscono un progressivo incremento del livello di temporaneità del modulo abitativo, passando da elementi che si connotano per pochi gradi di variabilità, a elementi progettati per realizzare la totale reversibilità della costruzione.

A queste tre macro categorie fanno riferimento tre diversi modi di interpretare la "temporaneità", da non considerarsi come categorie assolute, ma come concezioni che possono integrarsi e sovrapporsi tra loro:

- temporaneità di localizzazione (mobile): riguarda la variabilità del rapporto tra il contesto e l'organismo abitativo e si riferisce al carattere mobile o trasferibile dei manufatti in luoghi diversi;
- temporaneità d'uso (flessibile): è strettamente connessa alle attività che si svolgono in un ambito spaziale nel quale si possono succedere modalità di utilizzo diverse in sequenze

temporali anche molto brevi, oppure secondo previsioni di medio-lungo periodo; dà luogo a sistemi spaziali e tecnologici che subiscono trasformazioni di assetto attraverso interventi di differente livello di consistenza;

- temporaneità di costruzione (reversibile): denota la fine del rapporto biunivoco tra il sistema edilizio e il suo uso e determina la dismissione delle risorse materiali impiegate nell'opera.

La fase di ricerca appena conclusa ha portato alla catalogazione di una serie di casi-studio ricavati dal panorama dell'abitare temporaneo, suddividendoli in base al sistema costruttivo utilizzato in due categorie principali: container e kit di componenti, che si riferiscono a tipologie strutturali tridimensionali nel primo caso e bidimensionali nel secondo.

Queste due grandi categorie sono state a loro volte suddivise in altrettante sottocategorie, relative alla specifica tipologia strutturale: per quanto riguarda la categoria kit di componenti, sono stati individuati i kit composti da elementi a telaio e quelli composti da pareti portanti, mentre per quanto riguarda la categoria container si è fatta un'ulteriore schematizzazione relativamente all'ipotesi di utilizzo come singole unità (container technology) o come serie di moduli e sottomoduli aggregati (componenting).
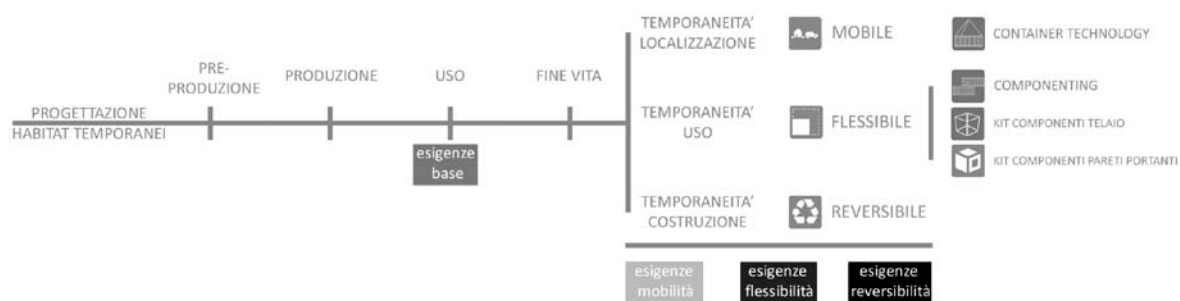
Figura 1: Schematizzazione del metodo di catalogazione dei casi studio analizzati

L'analisi tecnologica compiuta sui casi-studio presi in esame è funzionale alla riflessione sul tema della durata, che oggi si pone come uno degli elementi di base della concezione del progetto: stima della vita utile, possibili alterazioni nel corso degli anni, possibili scenari post dismissione. Quanto più breve è la vita di un oggetto, così come di un edificio, tanto più si apre un problema di materiali e componenti costruttivi che diventano prematuramente rifiuti. Pensare di ridurre il tempo di vita utile di un edificio, o pensare di manipolarlo, significa aprire un problema di gestione delle sue macerie, o progettarlo in modo che queste macerie siano poche, o ancora che siano composte da parti integre o omogenee, in modo da poter essere riutilizzate o riciclate al meglio.

I requisiti del sistema edilizio, ambientale e tecnologico, che esprimono la caratteristica di temporaneità nelle diverse accezioni di cui si è parlato precedentemente, sono in parte relativi alla fase di pre-produzione, ovvero di selezione dei materiali, in parte alla fase di produzione dei componenti, ovvero quella relativa alla disposizione degli strati funzionali, alla progettazione delle connessioni e al dimensionamento dei componenti.

L'indipendenza dalla localizzazione si basa sui requisiti di mobilità e trasportabilità dell'oggetto che può prevedere organi di movimentazione integrati, oppure deve fare affidamento ai mezzi di trasporto. La movimentazione non può prescindere dal controllo dimensionale della sagoma dell'unità trasportata, per cui si ricorre a sistemi compatti (od espandibili in fase di esercizio) o smontabili e rimontabili.

La flessibilità è uno dei requisiti fondanti la dimensione temporanea dell'abitare; con essa si deve intendere sia la flessibilità tipologica (attitudine del sistema edilizio a consentire diverse configurazioni di dimensione, conformazione, correlazione e distribuzione dello spazio in fase di utilizzo), sia la flessibilità tecnologica (attitudine del sistema edilizio a consentire l'integrazione funzionale e costruttiva tra gli elementi tecnici, la sostituibilità, l'adattabilità e l'intercambiabilità di elementi o componenti garantendo le funzionalità e le prestazioni appropriate all'uso).

L'adattabilità è un altro aspetto con cui si può rispondere all'esigenza di funzioni ed usi differenti nel tempo; può essere considerata una ri-configurabilità non istantanea, immediata, ma differita nel tempo. In questo quadro, diventa importante il ruolo della personalizzazione dell'ambiente, che l'utente può ottenere con interventi diretti per determinare le condizioni di fruizioni più appropriate alle proprie esigenze.

Negli ultimi anni si è progressivamente affermato il concetto della reversibilità come caratteristica di un sistema edilizio di poter essere de-costruito affinché le entità tecnologiche (materiali, elementi, componenti o sistemi) di cui è costituito possano essere considerate anche dopo la dismissione come effettive risorse (e non residui, scarti, rifiuti) da reintrodurre in un ulteriore processo produttivo o da reintegrare nell'ambiente naturale.

Il sistema costruttivo può avere gradi differenti di reversibilità a seconda del livello prestazionale che i prodotti derivati dalla sua dismissione conservano rispetto alle condizioni di impiego originarie o rispetto a nuovi utilizzi. La previsione della destinazione dei residui provenienti dalla de-costruzione è correlata ai requisiti di riciclabilità e di riutilizzabilità. La differenza sostanziale tra riciclo e riutilizzo risiede nel fatto che in quest'ultimo non si richiedono processi che alterino in modo significativo le caratteristiche dei materiali o dei prodotti; pertanto il grado di reversibilità di un sistema costruttivo risulta tanto più elevato quanto più gli elementi sono riutilizzabili oppure quanto più i materiali possono essere restituiti nelle condizioni originarie all'ambiente naturale da cui sono stati prelevati.

La reversibilità di un organismo edilizio è praticabile in base al principio della dis-integrabilità del sistema costruttivo, che può essere considerata sotto tre diversi aspetti: la dis-integrabilità tecnologica, conseguita da un sistema composto da elementi che si possono facilmente dis-aggregare, dis-connettere, dis-assemblare (sistema de-costruibile); la dis-integrabilità fisica, che si ottiene quando un sistema è realizzato con materiali in cui il cambiamento dello stato fisico determina un dissolvimento della costruzione; la dis-integrabilità organica o biologica, che si ottiene pensando ad un sistema realizzato con materiali organicamente o biologicamente degradabili o decomponibili.

La dis-integrabilità tecnologica della costruzione indirizza verso tecniche di connessione e separabilità degli elementi e dei materiali note come “assemblaggio a secco”, ovvero unione non definitiva degli elementi, per semplice accostamento e non per coesione.

Nell'ottica della reversibilità del processo costruttivo, l'abitazione transitoria diventa un manufatto disintegrabile/trasformabile, ovvero costituito da componenti facilmente dis-assemblabili, intercambiabili e modificabili.

L'obiettivo è quello di realizzare una costruzione che permetta una dismissione a zero residui (tramite lo studio del fine vita dei componenti, il reimpiego delle risorse materiali e il riciclaggio), che si adatti (tramite la modificabilità dei componenti e l'evoluzione del costruito, la realizzazione di quadri esigenziali aperti, variabili nel campo di esistenza delle variazioni possibili) alle diverse modalità d'uso e alle diverse condizioni climatiche e che usi in maniera consapevole le tecnologie tradizionali e innovative.

La ricerca ha visto l'utilizzo di vari strumenti operativi a supporto della realizzazione di una serie di valutazioni inerenti i casi-studio presi in esame. In particolare sono in fase di utilizzo: lo strumento *online eVerdEE (www.ecosmes.net)* per la realizzazione di uno studio LCA relativo a diverse soluzioni tecnico-costruttive applicate a un progetto-prototipo di casa prefabbricata temporanea, lo strumento *De_Co (www.building-recycling.net)* per la simulazione della dis-assemblabilità delle soluzioni costruttive individuate dall'analisi dei casi-studio, e l'indicatore dell'energia incorporata per la stima della quantità di energia risparmiata attraverso il recupero e il riutilizzo dei componenti.

I primi risultati ottenuti riguardano la comparazione matriciale tra le valutazioni effettuate attraverso lo strumento *De_Co* (realizzato dall'Istituto Uiversitario di Architettura di Venezia all'interno del PRIN 2000: Strategie per la formazione della pratica del riciclo in architettura, Coordinatore: Prof. V. Gangemi) e quelle sintetizzate dall'indicatore dell'energia incorporata. Questo confronto operato sulle diverse soluzioni costruttive estratte dalla catalogazione dei casi-studio presi in esame, ha messo in luce l'effettivo livello di dis-assemblabilità delle soluzioni progettuali proposte, in relazione al contenuto materico ed energetico

complessivamente utilizzato durante le fasi di pre-produzione, produzione, trasporto e messa in opera.

Mettere in relazione l'indicatore dell'energia incorporata e l'indicatore di dis-assemblabilità del componente consente quindi di avere a disposizione una prima serie di dati che tengono in considerazione l'intero ciclo di vita della soluzione tecnologica, con l'obiettivo di ottimizzare le soluzioni costruttive in ragione del fabbisogno di risorse incorporato nei materiali e della prestazione fornita dai componenti.

Questo confronto è fondamentale per orientare la progettazione verso la reversibilità costruttiva, intesa come progettazione delle fasi finali del ciclo di vita dell'edificio, consentendo di de-costruire e riutilizzare quanto più possibile dei materiali e componenti dell'edificio, minimizzando l'estrazione di nuove materie prime e l'impiego di energia per la produzione di nuovi prodotti (Giurdanella, 2008).

Figura 2: Combinazione indicatore energia inglobata/dis-assemblabilità

L'effettivo impatto ambientale dovuto alle operazioni di dismissione di un edificio tradizionale è difficilmente quantificabile in maniera precisa, poichè non è individuabile a priori il momento del futuro in cui verrà eseguita e non sono quindi prevedibili le condizioni di contesto tecnologico e produttivo nelle quali essa si svolgerà. Benchè sia ragionevole prevedere che le tecniche e i metodi di riciclaggio nei prossimi anni si svilupperanno e miglioreranno la loro efficienza, è certo che la possibilità di separazione per frazioni omogenee e la semplicità della procedura di dis-assemblaggio, da stabilire e valutare nel dettaglio nella fase di progettazione dei componenti tecnologici, ne condizioneranno certamente l'efficacia.
Il settore delle abitazioni temporanee permette di semplificare questo problema, in quanto la durata delle stesse è stimabile in circa dieci anni e quindi è ragionevole considerare come contesto tecnologico nel quale verrà effettuata la dismissione dell'abitazione, quello attualmente esistente. Diventa quindi necessario includere la dis-assemblabilità (intesa come l'attitudine di una soluzione costruttiva o di un elemento tecnico dell'edificio ad essere separato al termine della sua fase di esercizio, impiegando la minima quantità di lavoro e di energia e generando la massima quantità di materiali riusabili e/o riciclabili e la minima quantità di rifiuti eterogenei) fra le esigenze alle quali le scelte tecnologico-costruttive devono cercare di dare una risposta adeguata.

Tutti i casi studio analizzati si configurano come manufatti costruiti per assemblaggio in opera di parti realizzate fuori opera; attraverso lo strumento *De_Co* si è valutata la maggiore o minore attitudine al dis-assemblaggio delle diverse soluzioni tecnico-costruttive, che dipende essenzialmente dalle caratteristiche dell'interfaccia adottata per la realizzazione dell'assemblaggio stesso.

L'obiettivo di questa analisi è di delineare una serie di indicazioni utili a favorire una dismissione ambientalmente compatibile, intesa come esecuzione a ritrioso del processo di assemblaggio, che consente di ritrovare alla fine del ciclo di vita, gli stessi elementi usati per la costruzione e nelle stesse quantità, a meno del solo impoverimento causato dall'usura e dal degrado delle prestazioni.
Per operare in questa direzione è necessario disporre di criteri e indicatori che permettano di valutare il maggiore o minore impatto che sarà prodotto dalla dismissione dell'oggetto progettato, correggendo le scelte progettuali in modo da eliminare o almeno mitigare l'entità di tali impatti.

Valutazione LCA di screening

L'attuale fase della ricerca, si occupa della realizzazione di un progetto-prototipo di modulo abitativo temporaneo, del quale verranno realizzate diverse configurazione tecnico-costruttive in base alle diverse soluzioni desunte dall'analisi e dalla catalogazione di casi studio. Lo scopo è quello di avere una base comune, in termini di dimensioni, di quantitativi di materiali impiegati, di rapporto pieni/vuoti e di prestazioni energetiche dei componenti, per poter realizzare una serie di una valutazioni LCA di *screening* attraverso lo strumento semplificato *eVerdEE*. In questo modo i risultati ottenuti dalle diverse analisi saranno confrontabili perché riferiti alla stessa unità funzionale, ovvero al modello-prototipo di abitazione temporanea.

Lo scopo delle valutazioni LCA di *screening* è di mettere in evidenza le fasi del ciclo di vita dell'edificio più rilevanti dal punto di vista ambientale relativamente ai singoli indicatori presi in considerazione. Per ciascun indicatore e ciascuna fase, è inoltre possibile individuare la voce di inventario più significativa nella determinazione dell'impatto. L'obiettivo attualmente perseguito è quello di visualizzare gli elementi di criticità ambientale dell'unità abitativa per riflettere sulle possibili modifiche attuabili allo scopo di migliorarne il bilancio ambientale e quindi di aumentarne l'eco-efficienza. Si intende in questo modo definire, almeno nei suoi tratti essenziali, uno strumento operativo destinato alla valutazione comparativa in fase progettuale di soluzioni tecnico-costruttive differenti.

Si è scelto di utilizzare uno strumento di valutazione LCA semplificato per cercare di avvicinare i progettisti edili alla metodologia del ciclo di vita, e soprattutto per cercare di integrare i principi che stanno alla base di questa metodologia all'interno dell'iter progettuale per orientare le scelte di progetto in senso ambientale. L'utile possibilità offerta dallo strumento *eVerdEE* è di realizzare delle valutazioni LCA di *screening* basate sulle norme ISO della serie 14040 attraverso una semplificazione sia nell'inserimento dei dati (un percorso predefinito guida l'utente nell'inserimento dei dati), sia nell'analisi dei risultati e nella rappresentazione di essi (una matrice con differenti livelli di dettaglio e un grafico a bersaglio supportano l'interpretazione dei risultati e la comparazione tra prodotti) allo scopo di facilitare l'individuazione degli impatti più significativi e i possibili miglioramenti progettuali da attuare per ridurre gli impatti.

Si sta cercando di riflettere sull'applicabilità del metodo LCA, e in particolare degli strumenti semplificati per la realizzazione di queste valutazioni al settore dell'edilizia, partendo dalla convinzione che l'utilità pratica di questo tipo di valutazioni e delle indicazioni di carattere progettuale che da esse scaturiscono, sia da tenere in considerazione sin dalle prime fasi della progettazione e non solo come verifica finale delle scelte fatte. Devono quindi servire ad indirizzare le scelte di progetto, come strumento decisionale che fornisce indicazioni quantitative in merito alla selezione dei materiali e delle tecniche costruttive, all'individuazione delle tecniche di assemblaggio e dismissione e del sistema di gestione e smaltimento dei rifiuti da costruzione & demolizione, alla definizione di strategie per il risparmio delle risorse materiche e idriche e per il contenimento dei consumi energetici.

Cercare di raggiungere l'obiettivo della sostenibilità attraverso la progettazione significa capire cosa comporta, in termini di consumo di risorse e di produzione d'inquinamento e rifiuti, l'azione di modificare la configurazione del territorio attraverso un intervento di architettura e capire quali sono i parametri da monitorare per ottenere l'obiettivo dell'eco-efficienza. La condizione imposta per ottenere questo obiettivo è che il progettista sappia controllare il progetto nelle varie fasi, dalla produzione e costruzione del manufatto, agli aspetti che la messa in esercizio provoca sulla complessità del contesto, agli aspetti legati alla fase di fine vita, dalle scelte tecniche dei materiali alle tecnologie costruttive che ottimizzano il comportamento ambientale degli stessi.

Conclusioni

All'analisi critica di strumenti semplificati per la realizzazione di valutazioni LCA di *screening* applicabili al settore edilizio, si affianca lo studio approfondito della dis-assemblabilità delle soluzioni tecnologico-costruttive impiegate per la realizzazione di abitazioni temporanee. Attraverso l'utilizzo di strumenti di analisi e indicatori ambientali si cerca di riprodurre e descrivere il comportamento in termini di impatti sull'ambiente di diverse soluzioni costruttive e diversi materiali, allo scopo di fornire un quadro seppur ridotto delle possibilità offerte da tali strumenti alla pratica progettuale sostenibile. Il progettista deve diventare l'artefice di progetti ambientalmente consapevoli attraverso l'utilizzo iterativo all'interno del processo di progettazione di strumenti semplificati, senza delegare la valutazione dell'effettiva sostenibilità delle scelte compiute ai soli esperti in materia di valutazione ambientale, che nella prassi progettuale attuale entrano in gioco troppo tardi per poter effettivamente orientare il progetto verso la sostenibilità, finendo per realizzare valutazioni a progetto concluso che concorrono solo in minima parte al miglioramento dell'eco-efficienza e a un'effettiva svolta in senso ambientale della pratica edilizia. La diffusione negli operatori del settore edile di una maggior consapevolezza ambientale, acquisita attraverso l'utilizzo di strumenti di valutazione e analisi dei propri progetti, consentirà di sfruttare le caratteristiche costruttive in termini di incidenza minima sull'ambiente, primo passo per la realizzazione di interventi progettuali realmente sostenibili.

Bibliografia

Bologna, R, 2002, La reversibilità del costruire: l'abitazione transitoria in una prospettiva sostenibile, Maggioli Editore, Rimini.

Buttol, P, Masoni, P, Naldesi, L, Pergreffi, R, Rinaldi, C, 2006, eVerdEE: an on-line tool for ISO type III Environmental product Declarations, SETAC Europe 13th LCA Case Study Symposium, Stuttgart.

Campioli, A, Bertoldini, M, Ferrari, B, Grandi, G, Guastaroba, E, Lavagna, M, Zanelli, A, Progettare oltre l'emergenza. Spazi e tecniche per l'abitare contemporaneo, Il Sole 24 Ore, Milano.

Daly, H, 1977, Steady-State Economics, Freeman, San Francisco.

Firrone, T, 2007, Sistemi abitativi di permanenza temporane, Aracne Editrice, Roma.

Gangemi, V, 2004, Riciclare in architettura. Scenari innovativi della cultura del progetto, CLEAN Edizioni, Napoli.

Giurdanella, V, 2008, Il paradigma della reversibilità nel ciclo di vita degli edifici, in Bertoldini, M, Campioli, A, Cultura tecnologica e ambiente, Città Studi edizioni, Milano.

http://www.ecosmes.net

http://www.building-recycling.net

Imperadori, M, 2006, La progettazione con tecnologia stratificata a secco. Realizzazioni innovative, linee guida e prodotti per una meccanica dell'architettura sostenibile, Il Sole 24 Ore, Milano.

Lavagna, M, 2008, Life Cycle Assessment in edilizia. Progettare e costruire in una prospettiva di sostenibilità ambientale, Hoepli, Milano.

Longo, D, 2007, Decostruzione e riuso. Procedure e tecniche di valorizzazione dei residui edilizi in Italia, Alinea Editrice, Firenze.

Masoni, P, Sara, B, Scimia, E, Raggi, A, 2004, eVerdEE: a tool for adoption of Life Cycle Assessment in small and medium-sized enterprises in Italy, Progress in Industrial Ecology, an International Journal vol. 1, number 1-3.

Stato dell'arte della Life Cycle Assessment (LCA) nel comparto vitivinicolo

L. Petti[1], F. Ardente[2], S. Bosco[3], C. De Camillis[4], P. Masotti[5], C. Pattara[4], A. Raggi[1], G. Tassielli[6]

1. Dipartimento delle Scienze Aziendali, Statistiche,Tecnologiche ed Ambientali, Università degli Studi "G. d'Annunzio", viale Pindaro 42, 65127 Pescara
2. Dipartimento di Ricerche Energetiche ed Ambientali (DREAM), Università di Palermo, Viale delle Scienze, 90128 Palermo
3. Land Lab - Scuola Superiore S. Anna, via S. Cecilia 3, 56127 Pisa
4. Dipartimento di Scienze, Università degli Studi "G. d'Annunzio", viale Pindaro 42, 65127 Pescara
5. Dipartimento di Economia, Università degli Studi di Trento, via Inama 5, 38100 Trento
6. Dipartimento di Scienze Geografiche e Merceologiche, Università degli Studi di Bari, via C. Rosalba 53, 70124 Bari

l.petti@unich.it

Sommario

Il comparto vitivinicolo rappresenta uno dei principali pilastri del sistema agroalimentare di diversi Paesi. Negli ultimi anni il comparto è profondamente cambiato, con una crescente attenzione del consumatore dedicata agli aspetti legati alla qualità, chiaro segnale di una domanda sempre più selettiva. Tra gli aspetti qualitativi del comparto, l'ambiente catalizza sempre maggiore attenzione. L'utilizzo della metodologia LCA come supporto alle scelte ambientali in ambito vitivinicolo si è avviato da qualche tempo, traducendosi in un primo nucleo di letteratura specialistica relativa a casi-studio di cantine nazionali e internazionali. In questo lavoro s'intende eseguire un'analisi critica degli studi sull'LCA del vino pubblicati sia in ambito nazionale che internazionale, con l'obiettivo di mettere in evidenza i punti di debolezza della metodologia e di valutare le categorie d'impatto più rilevanti per il comparto vitivinicolo.

1 Introduzione

La produzione mondiale di vino nel 2008 è stata di 27,27 Mt, concentrata prevalentemente in Europa (64%, con paesi leader Francia 17,2%, Italia 16,9%, Spagna 12,5%). Nel decennio 1998-2008 la produzione mondiale non ha visto un trend di crescita costante, ma ha osservato un andamento altalenante con un incremento del 3% nel 2008 e punte del 16% nel 2004 rispetto al 1998 (FAO, 2008). Fra le industrie alimentari il comparto del vino è fondamentale per il nostro paese, classificandosi al secondo posto per fatturato dopo quello lattiero caseario. La produzione nazionale prevista per il 2009 ammonta a circa 47-48 milioni di ettolitri (+5% rispetto all'anno precedente) con un valore della produzione di circa 3 miliardi di euro. Il trend di produzione va sempre più spostandosi verso vini di qualità: sono presenti 41 DOCG, 316 DOC, 120 IGT. Pertanto si sta consolidando la tendenza al contenimento quantitativo e alla qualificazione, tanto che negli ultimi 25 anni la produzione vitivinicola nazionale si è quasi dimezzata mentre le denominazioni sono più che raddoppiate (FAO, 2008).

Fra gli elementi da considerare nella determinazione della qualità del prodotto sta sempre più affermandosi il profilo ambientale e, fra gli strumenti per la determinazione del carico ambientale del prodotto, la Valutazione del Ciclo di Vita (LCA) rappresenta lo strumento prediletto. Peraltro il ruolo della LCA in questo contesto sta evolvendo da "semplice" metodologia di riferimento per la valutazione ambientale dei prodotti a strumento base per la comunicazione delle loro prestazioni ambientali, divenendo lo strumento di riferimento per la validazione di etichette di prodotto quali EPD o alla base del calcolo di impatti ambientali specifici come la car-

bon footprint. Si è pertanto assistito, soprattutto nell'ultimo decennio, ad un proliferare di studi di LCA nel settore agroalimentare volti alla quantificazione dell'impatto ambientale delle produzioni e/o alla comunicazione degli impatti ambientali di prodotto (Notarnicola, 2008).

Anche il settore vitivinicolo è stato pienamente interessato dall'applicazione della LCA; tuttavia l'applicazione di tale strumento al caso della produzione di vino non risulta un compito semplice a causa di varie problematiche. A parte quelle comuni a tutti i prodotti agro-industriali per i quali è necessario analizzare una fase agricola ed una fase industriale, la principale problematica della LCA del vino è legata al processo di produzione stesso. La produzione del vino è un'attività complessa in cui la tecnologia riveste la stessa importanza della qualità delle uve o delle abilità dell'enologo. Anche se le materie prime di partenza sono uva, lieviti e qualche ausiliario chimico, le modalità di impiego di tali prodotti variano enormemente anche in base alla tecnologia a disposizione della cantina. In una moderna cantina il viaggio dell'uva per diventare vino attraversa vari processi termici, di chiarificazione, di filtrazione, di stabilizzazione, d'invecchiamento che portano ad ottenere prodotti di qualità molto diversi fra loro. La presente nota illustra un'analisi critica degli studi di LCA del vino pubblicati in ambito sia nazionale sia internazionale, con l'obiettivo di mettere in evidenza i punti critici della metodologia e di valutare l'esigenza di linee guida settoriali per il comparto vitivinicolo. Questo lavoro rappresenta uno dei risultati ottenuti dal GdL Agri-Food della Rete Italiana LCA–Sottogruppo vino e bevande alcoliche (Rete Italiana LCA, 2010).

Nelle seguenti sezioni, dopo una descrizione del metodo di ricerca bibliografica adottato verrà illustrata l'analisi dei casi di studio di LCA del vino; si passerà poi alla discussione dei risultati presentati focalizzando l'attenzione sui limiti metodologici e sugli approcci normalmente adottati per superarli. Il lavoro si conclude con una descrizione dei future trends su cui la ricerca dovrà concentrarsi e sulla presentazione di linee guida settoriali.

2. Materiali e metodi

Si è effettuata un'accurata ricerca bibliografica volta ad individuare il maggior numero possibile di lavori inerenti gli studi di LCA sul vino pubblicati a livello nazionale ed internazionale allo scopo di approntare un database esaustivo su cui lavorare, per valutare lo stato dell'arte in questo settore di studio. La ricerca e la raccolta del materiale bibliografico sono state condotte secondo le seguenti fasi:

- in una prima fase ciascun membro del sottogruppo di lavoro ha contribuito con i propri lavori scientifici e con le tesi che ha seguito come relatore o con quelle di cui è venuto a conoscenza perché discusse nel proprio ateneo;

- nella seconda fase il database è stato ampliato attraverso una ricerca bibliografica eseguita utilizzando una serie di banche dati quali, per esempio: SciFinder Scholar, Chemical Abstracts, MedlinePlus, Web of Science, Citation Database, CILEA Digital Library, Scopus, servizio di Emeroteca Virtuale CASPUR. Attraverso le banche dati delle biblioteche universitarie sono state eseguite anche delle ricerche mirate su riviste internazionali specializzate come per esempio: The International Journal of LCA, Journal of Cleaner Production, Journal of Environmental Management ecc. Sono stati inoltre consultati gli atti (cartacei oppure su supporto informatico) di convegni internazionali inerenti l'LCA pubblicati nell'ultimo decennio (Ecobalance, LCA Food, Life Cycle Management (dal 2005), Australian LCA Network, SETAC Annual Case Study Conference, European SETAC Conference, LCA Forum; infine, per completezza d'informazione, la ricerca è stata ampliata utilizzando i più diffusi motori di ricerca della rete (quali Google Scholar ecc.) che hanno permesso di individuare studi non pubblicati appartenenti all'ambito della cosiddetta "letteratura grigia" come, per esempio, tesi discusse in atenei diversi da quelli di appartenenza dei membri del gruppo o studi per le dichiarazioni ambientali di prodotto.

Per procedere in modo sistematico e coerente all'analisi critica dei lavori effettivamente reperiti, si è predisposto un format per la rilevazione degli elementi caratterizzanti tali studi di LCA (Fig 1), compilato a cura degli autori del presente lavoro.

LCA

GDL ALIMENTARE E AGROINDUSTRIA – SOTTOGRUPPO VINO E BEVANDE ALCOLICHE

Elementi caratterizzanti le applicazioni di LCA del settore

Autori	Tipologia di metodologia Life Cycle	Anno dello studio	Area geografica di riferimento	Prodotto	Obiettivi	Unità funzionale	Confini del sistema	Origine dei dati (raccolti sul campo, database, letteratura o stimati)	Metodo di valutazione degli impatti ambientali	Peculiarità (punti di forza) e miglioramento	Principali limiti	altre problematiche

Figura 1 – Scheda per la rilevazione degli elementi caratterizzanti gli studi di LCA del settore vitivinicolo

3. Analisi critica degli studi sull'LCA del vino

Sono stati individuati 26 lavori, distribuiti secondo le seguenti tipologie di prodotti scientifici: 12 articoli pubblicati su riviste internazionali, 1 articolo su rivista italiana, 5 lavori pubblicati su proceedings di conferenze internazionali e 1 su atti di convegni nazionali, 1 capitolo di libro, 1 rapporto di ricerca, 2 studi dedicati alla definizione delle PCR (Product Category Rules) per l'ottenimento di dichiarazioni ambientali di prodotto (EPD), 2 rapporti relativi alla EPD, 1 tesi di dottorato.

Nel seguito viene effettuata, in modo puntuale, un'analisi comparativa ed integrata delle informazioni riportate sulle schede di rilevazione compilate per i lavori analizzati.

Tipologia di metodologia Life-Cycle. La maggior parte dei lavori si concentra su studi applicativi, alcuni dei quali a fini di ricerca, altri (quali i rapporti relativi alle EPD) a scopo più marcatamente commerciale[12]. Non sono stati riscontrati lavori a carattere esclusivamente metodologico, anche se considerazioni metodologiche sono state inevitabilmente rinvenute in diversi lavori.

In genere la metodologia adottata è la Life Cycle Assessment standard, spesso con esplicito riferimento alle norme tecniche ISO della serie 14040 vigenti al tempo dell'applicazione. Uno studio (Morgante et al., 2004; Raggi et al., 2005) ha riguardato l'applicazione dello strumento VerdEE (Masoni et al., 2004) basato su di un approccio semplificato di valutazione ambientale nell'ottica del ciclo di vita. I risultati di tale studio sono stati successivamente comparati con quelli ottenuti dall'applicazione dell'LCA completa (Petti et al., 2006). In alcuni casi lo studio di LCA non giunge alla valutazione degli impatti, ma si limita alla quantificazione di carichi ambientali.

Alcuni studi riguardano strumenti solo parzialmente riconducibili all'approccio del ciclo di vita, quali il Carbon Footprint (Waye, 2008), (Colman, Paster, 2007), (Smyth, Russell, 2009) (Carballo Penela et al, 2009), l'analisi emergetica (Pizzigallo et al., 2008), l'Energy e Carbon Intensity (Cholette, Venkat, 2009), i Food Miles (Waye, 2008), il POEMS (Ardente et al., 2006) e l'Ecological Footprint (Nicolucci et al., 2008).

Anno dello studio. I lavori esaminati coprono l'arco temporale dell'ultimo decennio: mentre sono sporadici e pionieristici quelli risalenti alla prima metà del decennio (Nicoletti et al., 2001; Notarnicola et al., 2003; Morgante et al., 2004; Petti et al., 2005; Raggi et al., 2005), la maggior parte (oltre i tre quarti del totale) si riferisce agli anni successivi, raggiungendo massima numerosità nel 2008 e nel 2009. Questo dato rappresenta un'ulteriore conferma del fatto che l'approccio LCA al settore vitivinicolo, per quanto abbia origini risalenti agli ultimi anni '90, inizia a svilupparsi solo negli ultimi 3-4 anni.

Area geografica di riferimento. Per quanto concerne l'area geografica di riferimento, si nota che gli studi di LCA italiani sono più frequenti nelle regioni del centro-sud (Abruzzo, Puglia e

---

[12] Pur non trattandosi, a rigore, di materiale strettamente scientifico, tali rapporti sono stati ugualmente presi in considerazione per il loro valore di casi-studio

Sicilia). I casi-studio relativi a vini dell'Emilia Romagna sono finalizzati all'ottenimento della EPD. C'è un caso-studio in Toscana (Pizzigallo et al., 2008). A livello internazionale si contano alcuni casi-studio relativi alla Spagna (Ruggieri et al., 2009; Carballo Penela et al., 2009), che è un altro dei Paesi leader europei nella produzione enologica, mentre curiosamente la Francia (altro Paese leader), conta solo un lavoro (Gonzalez et al., 2006), al pari di altri Paesi, quali Grecia (Kavargiris et al., 2009), Inghilterra (Martindale, Richardson, 2008) e Canada (Point, 2008). È opportuno notare, per la vastità e l'importanza del mercato di riferimento, come gli Stati Uniti contino al loro attivo, pur non presentando vaste coltivazioni, 2 lavori (Cholette, Venkat, 2009; Colman, Paster, 2007), al pari dell'Australia (Waye, 2008; Camilleri, 2008).

Prodotto. I lavori presi in considerazione si riferiscono prevalentemente al prodotto "vino"; uno studio riguarda valutazioni comparative su impianti ad osmosi inversa per l'arricchimento zuccherino del mosto (Notarnicola et al., 2007; 2008), ed un lavoro ha come prodotto di riferimento un set di alimenti all'interno dei quali è compreso anche il vino (Martindale, Richardson, 2008); infine uno studio ha valutato le opzioni alternative di trattamento di rifiuti derivanti dal processo di vinificazione (Ruggieri et al., 2009).

Obiettivi. Tra gli obiettivi più frequentemente riscontrati risultano l'identificazione dei carichi ambientali e la valutazione degli impatti ambientali potenziali dell'oggetto di analisi (in genere uno specifico prodotto enologico, ma in alcuni casi la filiera vitivinicola di un'intera regione o, addirittura, mondiale). Nel caso degli studi di tipo stand-alone vengono a volte citati l'identificazione dei punti deboli del ciclo vita del prodotto e, in misura maggiore, la valutazione delle opportunità di miglioramento. Nel caso di studi comparativi, s'intende confrontare le prestazioni ambientali di prodotti o più spesso di tipologie di coltivazione (ad esempio: agricoltura biologica e tradizionale) o, ancora, di processi alternativi (ad esempio, di gestione dei sottoprodotti). In altri studi, si punta anche alla comparazione di strumenti e approcci diversi, ad esempio LCA e analisi emergetica (Pizzigallo et al., 2008), oppure Carbon Footprint o Food Miles (Waye, 2008). Nel caso dei documenti di definizione delle PCR l'obiettivo è, ovviamente, quello di fornire delle linee guida per l'ottenimento dell'EPD; mentre nei rapporti di EPD l'obiettivo precipuo è la comunicazione delle prestazioni ambientali del prodotto.

Unità funzionale. Per quello che riguarda la definizione dell'unità funzionale, la maggior parte degli studi fa riferimento ad una quantità standard di vino (in genere 750 mL, in altri casi 1 L o ancora 1 t). Solo in alcuni studi si fa esplicito richiamo anche alla bottiglia ed, eventualmente, all'imballaggio secondario (Notarnicola et al., 2003; Morgante et al., 2004; Petti et al., 2005; 2006; Raggi et al., 2005; Ardente et al., 2006; CIV, 2008a; Cholette, Venkat, 2009). Occorre, però, rilevare l'esigenza di una descrizione maggiormente accurata dell'unità funzionale in quegli studi dove, pur definendo la stessa con mero riferimento ad una determinata quantità di vino, in realtà l'analisi prende in considerazione anche il relativo imballo.

Altri studi, anche in ragione degli specifici obiettivi, identificano diverse unità funzionali: ad esempio, l'aumento di un grado alcolico (da 10 a 11) per 1000 litri di vino (Notarnicola et al., 2007; 2008) oppure l'apporto di 1 kg di azoto al terreno coltivato (Ruggieri et al., 2009). Nello studio comparativo di Notarnicola et al. (2003) la definizione dell'unità funzionale si è scontrata con il problema della diversa qualità dei vini oggetto della comparazione (vini con diverso grado alcolico, vino fiore e vino torchiato ecc.), che rende difficilmente riconducibili ad una quantità standard di prodotto le prestazioni funzionali dello stesso. Gli autori hanno scelto di esplicitare le diverse caratteristiche qualitative ricorrendo al prezzo di vendita quale indicatore.

Confini del sistema. Per quanto riguarda la definizione dei confini del sistema, in genere i lavori affrontano l'analisi includendo l'intera filiera dalla fase agricola alla fase di produzione, packaging e distribuzione del prodotto, con alcune differenze. Per quel che riguarda la fase agricola, non tutti gli studi affrontano anche l'impianto del vigneto (Pizzigallo et al., 2008), facendo partire il ciclo di vita dalla fase di coltivazione (Petti et al., 2006; Raggi et al., 2006; Gonzalez et al., 2006; Kavargiris et al., 2009; Point, 2008; Smyth, Russell, 2009; Nicolucci et al., 2008; Carballo Penela et al., 2009). Per quel che riguarda invece la fase industriale della filiera, le principali differenze si riscontrano nella fase di distribuzione, dove alcuni studi si fermano alla piattaforma di distribuzione (CIV, 2008 a,b) e altri arrivano al consumatore finale (Ardente et al, 2005), e alla fase di fine vita della bottiglia (Colman, Paster, 2007), non considerata in tutti gli studi (Notarnicola et al., 2001). La fase di uso del prodotto è stata ritenuta irrilevante in tutti gli studi. Altri lavori invece si soffermano su specifiche fasi del ciclo di vita per effettuarne precise valutazioni di carattere ambientale; ecco alcune fasi analizzate:

vinificazione (Notarnicola et al., 2007; 2008), gestione dei sottoprodotti (Ruggieri et al., 2009), distribuzione (Cholette, Venkat, 2009).

Nelle PCR i confini del sistema sono stati stabiliti in modo da includere l'intera fase agricola, inclusiva dell'impianto, fino alla piattaforma di distribuzione e allo smaltimento del packaging. Anche in questo caso la fase di uso del prodotto è ritenuta irrilevante.

Origine dei dati. Per quello che riguarda l'origine dei dati, la maggior parte dei lavori presenta i dati relativi al foreground system raccolti sul campo (da produttori, viticoltori ed enologi), mentre quelli relativi al background system sono dati di letteratura e tratti da banche dati. Nei lavori funzionali all'ottenimento della certificazione EPD è stata seguita l'impostazione suggerita nella relativa PCR, ovvero la maggior parte dei dati è stata raccolta sul campo, con l'obiettivo di mantenere l'impatto ambientale dei dati generici per ogni categoria di impatto al di sotto del 10%. Infine, in alcuni lavori si utilizzano esclusivamente dati derivati ed elaborati da altre fonti (Cholette, Venkat, 2009).

Metodo di valutazione degli impatti ambientali. Gli studi analizzati fanno prevalentemente riferimento al metodo CML 2, a volte inserendo nella lista standard di categorie di impatto potenziale anche alcune voci aggiuntive (ad esempio: impiego del suolo, consumo di energia). Tali studi, in genere, si sono limitati alla classificazione e caratterizzazione degli impatti, non implementando le fasi di normalizzazione (ad eccezione di Petti et al., 2006) e ponderazione. Il lavoro di Gonzales et al. (2006), invece, utilizza il metodo Ecoindicator 99. Altri studi non giungono ad una vera e propria valutazione degli impatti, limitandosi alla fase di inventario (Notarnicola et al., 2007) oppure alla mera quantificazione di parametri di input/output ambientale (Ardente et al., 2005; Pizzigallo, 2008).

Per quanto concerne i rapporti relativi alle EPD i parametri utilizzati sono quelli previsti dal relativo documento di definizione delle PCR (Leonardi et al., 2006): uso di risorse rinnovabili e non rinnovabili (materiche ed energetiche), consumo elettrico, produzione di rifiuti (pericolosi e non), nonché gli indicatori relativi ad alcune categorie di impatto potenziale (GWP, AP, ODP, POCP, NP). In un recente documento (del Principe, 2009), ancora allo stadio di bozza, che propone le PCR per i vini non spumanti, ai parametri sopra elencati si aggiungono l'uso di acqua e l'emissione di sostanze tossiche.

Peculiarità e punti di forza. Quando il processo oggetto di studio genera prodotti congiunti, oppure un prodotto principale e sottoprodotti, può presentarsi il problema di dover decidere come ripartire i carichi ambientali dell'attività tra il prodotto oggetto dello studio e i co-prodotti e/o sottoprodotti (Ekvall, Finnveden, 2001). La filiera vitivinicola è, appunto, caratterizzata dalla presenza di vari sottoprodotti (ad esempio feccia e vinacce), prospettando il problema dell'allocazione. Nella bibliografia in analisi, l'allocazione è stata generalmente evitata, escludendo gli impatti ambientali derivati dai sottoprodotti dello studio (CIV, 2008a; Notarnicola et al., 2007); quando effettuata, è stata eseguita sulla base di massa e prezzo (Nicoletti et al., 2001) o solo sulla base della massa (Morgante et al., 2004; Petti et al., 2005; 2006; Raggi et al., 2005). Nessuno studio ricorre ad approcci alternativi all'allocazione, quali l'estensione dei confini del sistema.

Negli studi considerati è stata fatta un'*analisi di sensibilità* da Point (2008) che valuta l'importanza relativa della portata dei camion per il trasporto del prodotto finito verso il mercato di sbocco: nello specifico c'è un paragone fra un camion da 28 t di capacità e mezzi di portata inferiore.

Limiti e problematiche. La maggior parte degli studi analizzati riscontra difficoltà nel reperimento di dati specifici e fattori di caratterizzazione riferiti a fitosanitari (fitofarmaci), pesticidi e fertilizzanti, che occorrono nella fase agricola (Nicoletti et al., 2001; CIV, 2008a; 2008b; Morgante et al., 2004; Petti et al., 2005; 2006; Raggi et al., 2005). Secondo Margni et al. (2002) la valutazione dell'impatto dei pesticidi presenta un certo grado d'incertezza, poiché la maggior parte di essi, quando utilizzati in agricoltura, può essere nocivo per organismi che non sono il loro obbiettivo, contaminando il suolo e le falde acquifere, costituendo in questo modo un rischio per la popolazione. Inoltre gli stessi autori affermano che l'impatto di un pesticida dipende dalla sua interazione con l'ambiente (peculiarità del territorio in cui vengono irrorati, frequenza delle piogge, profondità della falda ecc.), dalla sua tossicità e dalla quantità utilizzata. Non è da trascurare la considerazione che la tossicità dei pesticidi per la salute umana attraverso gli alimenti si concentra di un fattore che va da 10^3 a 10^5.

Sono stati riscontrati problemi nella modellizzazione del fine vita della bottiglia, in particolare nel processo di produzione, recupero e riciclo del vetro (Petti et al., 2006). Da un'analisi dei database in commercio, condotta dagli autori stessi, sembra emergere l'impossibilità di modificare le percentuali di recupero del vetro e degli input del processo di produzione in base ai dati nazionali.

Le categorie d'impatto più presenti negli studi sono state: riscaldamento globale (GWP), riduzione dell'ozono stratosferico (ODP), acidificazione (AP) e smog fotochimico (POCP). Le categorie "land use" e "consumo di acqua" non sono state generalmente considerate, mentre potrebbero essere assolutamente pertinenti e andrebbero valutate viste le peculiarità del sistema italiano, soprattutto per la problematica del consumo di acqua che potrebbe non essere avvertita in altri paesi (Morgante et al., 2004; Petti et al., 2005; 2006; Raggi et al., 2005).

4. Conclusioni

Il presente articolo è stato realizzato con lo scopo di fornire una panoramica generale degli studi inerenti all'applicazione della metodologia della Life Cycle Assessment (LCA) al settore vitivinicolo. L'obiettivo generale di tali studi è stato la valutazione degli impatti ambientali specifici per unità di prodotto selezionato (Unità Funzionale) seguendo un approccio di ciclo di vita. La produzione dei vini è un processo molto complesso che include attività sia agricole che industriali. La grande variabilità di tecnologie e pratiche utilizzate rende di fatto molto difficile definire in maniera univoca i confini del sistema da analizzare. Dal presente studio è infatti emerso che tale variabilità si riflette nelle diverse assunzioni ed ipotesi formulate dai vari autori degli studi di LCA, ed in particolare:

- grande variabilità nella definizione della unità funzionale di riferimento;
- inclusione o meno degli imballaggi e packaging, che in taluni casi possono contribuire in maniera significativa agli impatti complessivi del prodotto;
- approcci molto differenti per la valutazione degli impatti ambientali dei co-prodotti e la gestione dei processi di allocazione;
- maggiore o minore rilevanza data al processo di gestione dei rifiuti e delle acque reflue;
- estrema variabilità nella scelta delle categorie di impatto ambientale analizzate.

Anche le finalità specifiche dei vari studi sono state molto differenti, includendo:

- studi applicativi generici;
- comparazione tra prodotti o metodologie di produzione differenti;
- studi finalizzati all'ottenimento di certificazioni ambientali;
- studi finalizzati all'introduzione di criteri di ciclo di vita nella gestione ambientale dell'azienda;
- definizione di Product Category Rules.

Sebbene un'uniformazione completa degli studi sia estremamente complessa, la presente analisi ha evidenziato la necessità di armonizzare, per quanto possibile, gli approcci da seguire nell'applicazione della LCA al settore vitivinicolo. In tale contesto opererà il GdL Agri-Food della Rete Italiana LCA–Sottogruppo vino e bevande alcoliche, con lo scopo di contribuire con le proprie attività ad:

- individuare, sulla base dell'indagine svolta, le criticità ambientali delle produzioni vitivinicole e definire gli elementi essenziali che uno studio LCA applicato al settore dovrebbe considerare;
- definire un set ottimale di indicatori e metodologie per la valutazione degli impatti ambientali del vino e bevande alcoliche.
- garantire, per quanto possibile, la confrontabilità dei vari risultati e contribuire al miglioramento della qualità della ricerca ambientale nel settore.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato parzialmente realizzato nell'ambito del progetto PRIN 2008 no 2008TXFBYT cofinanziato dal MIUR

5. Bibliografia

Ardente, F, Beccali G, Cellura, M & Marvuglia, A 2006, 'POEMS: A Case Study of an Italian Wine-Producing Firm', Environmental Management Vol. 38, No. 3, pp. 350–364.

Blass, V, Delmas, M & Shuster, K 2007, 'Environmental Standards and Certification – Case study of the wine industry', 3rd International Conference on Life Cycle Management, Zurich.

Camilleri, C.S. 2008, 'The Life Cycle Paradigm as an Intrinsic Component of Supply Network and Value Analysis: A Contribution to Strategic Dialogue at The Yalumba Wine Company', Sixth Australian Conference on Life Cycle Assessment 'SUSTAINABILITY TOOLS FOR A NEW CLIMATE', 16 – 19 February, 2009, Melbourne, Australia.

Carballo Penela, A, Do Carme García-Negro, M & Quesada, JLD 2009, 'Methodological Proposal for Corporate Carbon Footprint and Its Application to a Wine-Producing Company in Galicia, Spain', Sustainability, vol 1, pp 302-318.

Cholette, S & Venkat, K 2009, 'The energy and carbon intensity of wine distribution: A study of logistical options for delivering wine to consumers', Journal of Cleaner Production vol. 17, pp 1401–1413.

Coleman, T & Paster, P 2007, 'Red, White, and "Green": the Cost of Carbon in the Global Wine Trade', Wine economics, 10-2007

C.I.V. - Consorzio Interprovinciale Vini, 2008a, 'Dichiarazione ambientale di prodotto: vino frizzante rosso imbottigliato Grasparossa Righi', Dichiarazione ambientale di prodotto convalidata N° S-P-00109, available on www.environdec.com (last accessed: 1st April 2010)

C.I.V. - Consorzio Interprovinciale Vini, 2008b, 'Vino frizzante rosso imbottigliato Lambrusco Grasparossa Biologico "Fratello Sole"', Dichiarazione ambientale di prodotto convalidata N° S-P-00119, available on www.environdec.com (last accessed: 1st April 2010).

Del Principe, A 2009, Draft Version 1.0 - Product Category Rules (PCR) for preparing an Environmental Product Declaration (EPD) for Wine of Fresh Grapes (except sparkling wine) and Grape Must, The International EPD Consortium (IEC), available on www.environdec.com (last accessed: 1st April 2010).

Ekvall, T, Finnveden, G., 2001. Allocation in ISO 14041 – a critical review. Journal of Cleaner Production, vol 9, pp 197-208.

FAO, 2008. http://faostat.fao.org

Leonardi, R, Giacomazzi & M, (CIV & CIV) 2006, Product category rules (PCR) for preparing an environmental product declaration (EPD) for packaged sparkling red, white and rosè wines, PCR 2006:03, Swedish management council, The Swedish Environmental Management Council, Version 1.0, 2006-06-15, available on www.environdec.com (last accessed: 1st April 2010).

Gonzalez, A, Klimchuk, A & Martin, M 2006, 'Life Cycle Assessment of Wine Production Process: Finding Relevant Process Efficiency and Comparison to Eco-Wine Production', Royal Institue of Technology, Stockholm.

Kavargiris, S.E, Mamolos, A P, Tsatsarelisb, C A, Nikolaidou, A E & Kalburtji, K L 2009, 'Energy resources utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production', Biomass and Bioenergy vol 33, pp 1239–1250.

Margni, M, Rossier, D, Crettaz, P & Jolliet, O 2002, 'Life cyle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems', Agriculture Ecosystems e Environment, vol 93, pp 379-392.

Martindale, W & Richardson, P 2008, 'Food and beverage carbon dioxide emissions from producer to consumer - applying and communicating LCÀ, Aspects of Applied Biology vol 87.

Masoni, P, Sára, B, Scimìa, E & Raggi, A 2004, 'VerdEE – A tool for adoption of Life Cycle Assessment in small- and medium-sized enterprises in Italy', Progress in Industrial Ecology, Vol. 1, n. 1-3, pp. 203-228.

Morgante, A, Raggi, A, Petti, L & Matteucci, P 2004, 'Applicazione della procedura 'VerdEE' al ciclo di vita di un vino biologico abruzzese', Atti XXI Congresso Nazionale di Merceologia, Foggia.

Niccolucci, V, Galli, A, Kitzes, J, Pulselli, RM, Borsa S & Bastianoni, S 2008, 'The Ecological Footprint Analysis Applied to Two Different Italian Wine Productions', Agriculture, Ecosystems & Environment, Vol. 128, Issue 3, November, pp. 162-166.

Nicoletti, GM, Notarnicola, B & Tassielli, G 2001, 'Comparison of conventional and organic wine', Proceedings of the International Conference LCA in Foods, Goteborg.

Notarnicola, B, Tassielli, G & Nicoletti, G.M 2003, 'LCA of wine production', in: B. Mattsonn, U. Sonesson: Environmentally-friendly food production, Cap.XVII, pp 306-326.

Notarnicola, B, Tassielli, G, & Settanni, E 2007, 'LCI of must enrichment by reverse osmosis pilot plant', 5th International Conference LCA in Foods, 25-26 aprile 2007, Göteborg, Sweden, pp. 155-158.

Notarnicola, B 2008, 'Rete Italiana di LCA: Attività del Gruppo di Lavoro Alimentare e Agroindustriale', Atti del 2° Workshop della Rete Italiana LCA "Sviluppi dell'LCA in Italia: percorsi a confronto", Pescara, 13 marzo 2008, pp. 31-40.

Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, P & Settanni, E 2008, 'Life cycle assessment of a pilot plant for the must enrichment by reverse osmosis'. 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector, Zurich, 12–14 Novembre 2008.

Petti, L, Raggi, A, De Camillis, C, Matteucci, P, Sára, B, Pagliuca, G 2006, 'Life cycle approach in an organic wine-making firm: an Italian case-study', Proceedings Fifth Australian Conference on Life Cycle Assessment, Melbourne, Australia.

Petti, L, Raggi, A & Matteucci, P 2005, 'Applicazione della procedura 'VerdEE' al ciclo di vita di un vino biologico abruzzese', De Qualitate Rivista Italiana della Qualità, anno XIV, no. 7, luglio-agosto, pp 60-68.

Pizzigallo, ACI, Granai, C & Borsa, S 2008, 'The joint use of LCA and emergy evaluation for the analysis of two Italian wine farms', Journal of Environmental Management, 86: 396-406.

Point, EV 2008, 'Life cycle environmental impacts of wine production and consumption in nova scotià, Canada. Tesi di dottorato.

Raggi A., Petti, L., Matteucci, P 2005, 'Implementation of VerdEE methodology to an organic wine of the Abruzzo region', Proceedings 12th SETAC Europe LCA Case-Study Symposium, Bologna, pp 85-88.

Rete Italiana LCA, http://www.reteitalianalca.it/gruppi-di-lavoro/alimentari-e-agro-alimentare

Ruggieri, L, Cadena, E, Martınez-Blanco, J, Gasol, C.M, Rieradevall, J, Gabarrell, X, Gea. T, Sort, X & Sanchez, A 2009, 'Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process', Journal of Cleaner Production, vol 17, pp 830–838.

Smyth, M & Russell, J 2009, ''From graft to bottle'—Analysis of energy use in viticulture and wine production and the potential for solar renewable technologies', Renewable and Sustainable Energy Reviews, vol 13, pp 1985–1993.

Waye, V 2008, 'Carbon footprints, food miles and the australian wine industry', Melbourne Journal of International Law vol 271.

Premio Giovani Ricercatori

A cura di Andrea Raggi

Prima classificata Barberio Grazia

Valutazione della sostenibilità della produzione di bioetanolo di seconda generazione

Barberio Grazia

ENEA - Agenzia Nazionale per le Nuove tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo economico sostenibile

grazia.barberio@enea.it

Sommario

Questo lavoro ha l'obiettivo di effettuare, attraverso la metodologia Life Cycle Assessment, una valutazione ambientale del processo di produzione del bioetanolo di II generazione. In questa analisi preliminare vengono presentati i risultati della valutazione del ciclo di vita del bioetanolo includendo la coltivazione (fase agricola) di una biomassa lignocellulosica e la sua conversione in bioetanolo (fase impianto) presso un'importante azienda italiana. Dai risultati si evince che la fase più critica è quella impiantistica ma è anche possibile concludere che esiste la necessità di approfondire alcune importanti problematiche che possono contribuire significativamente agli impatti come: gestione del fine vita di rifiuti e reflui, trattamento dei gas, caratteristiche colturali e sito-specifiche, immagazzinamento del CO_2 nell'apparato radicale e nel suolo, analisi completa delle emissioni derivanti da pesticidi e fertilizzanti nella fase agricola; analisi di scenario conseguente all'introduzione nel mercato della nuova tecnologia.

Introduzione

In accordo con le direttive nazionali in materia di biocarburanti [1], il bioetanolo di II generazione - basato sull'impiego di biomasse lignocellulosiche o residuali - può rappresentare un'alternativa per soddisfare il crescente fabbisogno nazionale di combustibili (si consideri infatti che, nel solo quinquennio 2005-2010, il trasporto, con 44-45Mt di prodotti petroliferi consumati, è stato responsabile del 15% delle emissioni nazionali di CO_2). Inoltre l'utilizzo di materie prime di tipo lignocellulosico o residuale (quindi di residui agricoli o forestali) risolverebbe alcune questioni controverse relative al bioetanolo di I generazione, quali la conversione di terreni destinati all'agricoltura, il consumo idrico, il rischio di perdita di biodiversità [2]. D'altra parte le tecnologie per la produzione di bioetanolo di II generazione non hanno ancora raggiunto uno sviluppo industriale e necessitano di ulteriori miglioramenti in termini di resa e produttività attraverso ottimizzazioni delle diverse fasi del processo produttivo.

Un'importante azienda italiana è attualmente impegnata nella realizzazione di un impianto dimostrativo da 40000t/y di bioetanolo – pari cioè al 5% del fabbisogno nazionale - a partire da materiale lignocellulosico non residuale. Unitamente ad una valutazione di fattibilità tecnica del nuovo impianto (che esiste solo come impianto pilota e per cui sono direttamente impegnati i progettisti), l'azienda ha ritenuto opportuno verificarne la sostenibilità ambientale in una prospettiva di ciclo di vita.

Pertanto questo lavoro esegue, attraverso la metodologia LCA [3a,b], una valutazione ambientale dell'intero processo di produzione del bioetanolo di II generazione. I risultati potranno poi essere confrontati con quelli relativi alla filiera dei combustibili tradizionali.

Sebbene vi siano in letteratura molti riferimenti di applicazione del LCA al settore dei biofuels, questo studio di LCA affronta alcune problematiche centrali associate all'utilizzo di biomassa per fini energetici secondo una via produttiva innovativa (bioetanolo di II generazione). Infatti la sostenibilità ambientale dell'intero processo produttivo è stata valutata prendendo in esame, tra le diverse problematiche metodologiche associate al sistema in esame, quelle relative a: scale-up dei dati, inventario dei processi di produzione per alcune sostanze ausiliare (enzimi, lieviti ecc..), bilancio energetico, bilancio del CO_2, allocazione dei coprodotti (energia elettrica e termica), occupazione del territorio.

Strumenti e metodi impiegati

Lo studio di LCA ha utilizzato dati primari specifici dell'intera filiera in parte ricavati da assunzioni e fattori di scala rispetto a impianti pilota e ne ha valutato la significatività confrontandoli con dati di letteratura [4-9].

Per lo studio di LCA è stato utilizzato il codice SimaPro 7.1.5 e, per uniformità di dati, è stato scelto il database Ecoinvent presente nel codice stesso. Il software consente di quantificare gli impatti ambientali di ogni scenario nelle diverse categorie d'impatto e di effettuare, in ciascuna di queste, un'analisi di sensibilità al variare della tipologia di feedstock utilizzato e di alcuni rilevanti parametri impiantistici.

Descrizione dello studio di LCA

Questo studio LCA ha l'*obiettivo* principale di valutare la sostenibilità di un processo innovativo di produzione di bioetanolo.

Lo studio punta ad evidenziare gli aspetti metodologici legati all'applicazione di un LCA ad un sistema energetico relativo alla produzione di bioetanolo di II generazione.

Allo stato attuale è stata condotta un'analisi di screening al fine di identificare i processi più significativi dell'intero ciclo di vita (Figura 1), dalla fase agricola alla fase impianto.
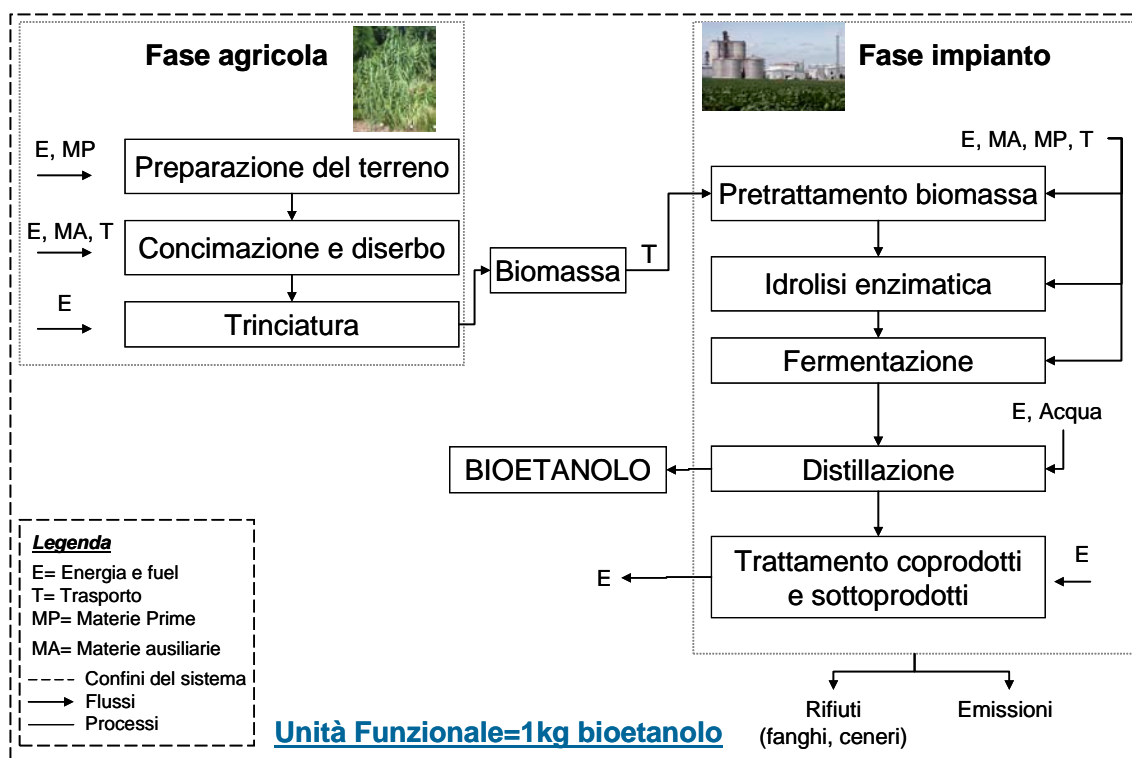
Figura 1 – Confini del sistema: processi relativi alla fase agricola (per la produzione della biomassa) e alla fase impianto (conversione biochimica in bioetanolo)

Descrizione dei sistemi

I sistemi di questo studio riguardano la fase agricola e la fase impianto e di seguito vengono descritti con le caratteristiche utili per la formulazione dell'inventario dello studio di LCA.

Fase agricola

La coltura scelta per la filiera è la specie pluriennale Arundo-donax, ovvero la canna comune, seminata su terreni secondari e marginali attraverso trapianto di rizomi. Tale coltura è scarsamente esigente per qualità di terreni e questo determina una variazione di resa di produttività nel range 15-40 t_{ss}/ha/anno[13]; la crescita dei fusti può raggiungere altezze di 6-7 m in un ciclo vegetativo. Altre principali caratteristiche della coltura sono l'umidità media pari al 50%, il potere calorifico inferiore di circa 16-18 MJ/kg e un potenziale di immagazzinamento di carbonio (circa 40%) dovuto all'uptake di CO_2 negli steli e nell'apparato radicale.

Nello studio LCA sono state conteggiate le operazioni della fase agricola in termini di consumo di combustibile e relative emissioni. In particolare sono state incluse: aratura ed erpicatura del suolo per il trapianto dei rizomi; diserbo, che è effettuato solo nei primi due anni di vita della coltura; irrigazione; concimazione annuale; produzione dei nutrienti a base di N, P e K; trinciatura annuale. Per il calcolo di emissioni associate all'utilizzo di N, sono stati adottati modelli presenti in letteratura [12-14].

È stata inoltre presa in considerazione la trasformazione del territorio da terreni incolti a terreni coltivati (in termini di m^2) e l'occupazione del territorio (in termini di m^2*anno).

Fase impianto

La biomassa raccolta viene inviata all'impianto di trattamento (~70 km) da cui si produce bioetanolo.

La produzione di bioetanolo generalmente prevede tre fasi principali: trattamento della biomassa, conversione attraverso fermentazione e infine distillazione dell'etanolo ottenuto. La principale innovazione del processo analizzato riguarda proprio la fase di trattamento: infatti dopo un primo trattamento chimico-fisico della biomassa per rendere più facilmente disponibili cellulosa ed emicellulosa all'azione degli enzimi, è previsto l'utilizzo di processi idrolitici enzimatici (step di idrolisi enzimatica). Poichè da questo step dipendono le rese di produzione dell'intero processo, alcuni parametri importanti e "sensibili" attualmente oggetto di ricerca e sviluppo sono: modalità di produzione degli enzimi, tipologia e loro quantificazione in termini di attività, potenzialità di riciclo e di ottimizzazione dei flussi carboniosi e di nutrienti necessari per la crescita.

Un coprodotto di questo processo è la lignina che viene combusta per recuperare energia elettrica in una quantità superiore di quella consumata nell'impianto.

L'impianto realizza una gestione ottimizzata dell'acqua che viene recuperata e reimmessa in circolo dopo opportuna depurazione. Inoltre i gas effluenti dallo step di fermentazione vengono anch'essi depurati prima di essere immessi in atmosfera.

Risultati della valutazione ambientale

Nella fase di valutazione degli impatti sono state considerate le seguenti categorie del metodo *CML 2000* [10]: depauperamento risorse abiotiche, acidificazione, eutrofizzazione, riscaldamento globale, ossidazione fotochimica. È stata inoltre considerata anche la categoria dell'occupazione del territorio contenuta nel metodo *CML 2001 - all impact categories* in modo da valutare i flussi di occupazione dei suoli adibiti a coltivazione.

La normalizzazione della categoria dell'occupazione del territorio (metodo CML 2001) è stata fatta prendendo come riferimento la superficie agricola totale italiana [11], anziché quella dell'Europa Occidentale, come fornito nel metodo stesso. Il metodo di valutazione utilizzato non prevede un fattore di caratterizzazione per la trasformazione del territorio.

I risultati di seguito presentati si basano sull'elaborazione dei dati di inventario. Per la produttività di Arundo donax si considera il valore inferiore del range rinvenuto in letteratura (ipotesi conservativa), ovvero di 15 t_{ss}/ha/anno. Inoltre, assunzioni sono state fatte su:

---

[13] ss = peso della sostanza secca.

- il fine vita dei rifiuti della fase impianto (ovvero fanghi e acque di spurgo) per i quali si è considerato lo smaltimento in una discarica per rifiuti solidi urbani ed assimilabili agli urbani localizzata nelle immediate vicinanze dello stabilimento;
- il fine vita delle ceneri derivanti dalla combustione della lignina, per i quali si è ipotizzato uno scenario con parziale recupero e valorizzazione delle stesse (~50%w) nelle immediate vicinanze dello stabilimento.

Risultati preliminari della valutazione degli impatti per le categorie analizzate sono riportati in Tabella 1 per le due fasi studiate.

Categoria d'impatto	Totale impatti positivi	Unità	Impatti % della fase agricola	Impatti % della fase impianto
Depauperamento delle risorse	0,02	kg Sb eq	18	82
Acidificazione	0,01	kg SO_2 eq	36	64
Eutrofizzazione	0,01	kg PO_4^{3-} eq	15	85
Riscaldamento (GWP100)	5,23	kg CO_2 eq	18	82
Ossidazione fotochimica	0,005	kg C_2H_4	3	97
Occupazione del suolo	3,39	m^2a	100	0

Tabella 1 – Impatti delle due fasi del sistema nelle diverse categorie espressi in termini assoluti (colonna del totale impiatti positivi) e come contributo percentuale

La Figura 2 mostra i contributi percentali per tutti gli step di processo coinvolti nelle fasi studiate ed in particolare essi indicano che:

1. la fase impianto è la più critica del sistema con impatti che vanno dal 60% per la categoria di acidificazione dovuti prevalentemente al processo di trattamento delle acque, al 90% nella categoria dell'ossidazione fotochimica, dovuti al processo di depurazione del gas di fermentazione con relative emissioni tra cui di grande importanza quella di etanolo. Lo step di pretrattamento contribuisce nella categoria del depauperamento delle risorse per circa il 50% degli impatti totali e per circa il 30% nel riscaldamento globale; questi impatti sono prevalentemente dovuti al consumo di gas naturale e questa stessa causa è alla base dell'impatto del 12% nella fase di distillazione. Altri impatti per il riscaldamento globale sono da imputare allo smaltimento di rifiuti (30%). Lo step di idrolisi enzimatica ha impatti inferiori al 10% in tutte le categorie. Infine il contributo all'impatto dovuto al consumo di energia elettrica è compensato dai maggiori benefici di quella prodotta.

2. La fase agricola ha impatti trascurabili nella categoria dell'ossidazione fotochimica e impatti variabili dal 15% nell'eutrofizzazione al 30% nell'acidificazione; l'impatto per il riscaldamento globale è di circa 20% e nella categoria di occupazione del territorio rappresenta il contributo dominante. Per il riscaldamento globale si assume che l'uptake di CO_2 della pianta non costituisce un immagazzinamento dello stesso, poichè esso è rilasciato durante la fermentazione, la combustione della lignina e l'uso del bioetanolo. Aspetto che merita maggiore approfondimento riguarda l'immagazzinamento del CO_2 nel terreno, ma in questa LCA di screening non è stato considerato.
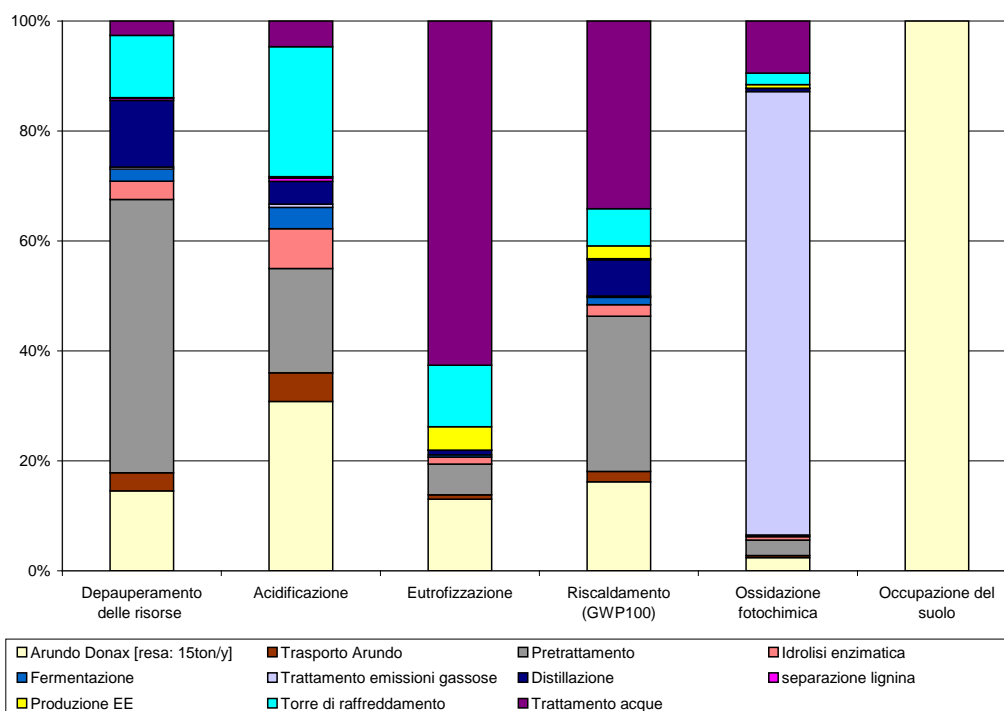
Figura 2 – Contributo percentuale alle categorie di impatto analizzate per tutti gli step del ciclo di vita considerato

Conclusioni

I risultati ottenuti hanno permesso di individuare gli aspetti e le fasi che, sull'intero processo di produzione del bioetanolo di II generazione, risultano essere le più significative. D'altra parte, trattandosi di uno studio di LCA di screening (effettuato cioè utilizzando assunzioni semplificative), non è possibile trarre conclusioni definitive.

Alla luce delle assunzioni fatte si può preliminarmente concludere che il sistema analizzato presenta sull'intero ciclo di vita aspetti ambientali controversi. Alcuni di questi richiedono miglioramenti nella fase impianto tra cui:

- una riduzione degli input energetici (gas naturale) nelle fasi di pretrattamanto e distillazione;
- un aumento della resa nelle fasi di idrolisi e fermentazione;
- una riduzione dei volumi totali di rifiuti prodotti. Infatti, da un'analisi di sensibilità condotta sulle diverse ipotesi di trattamento dei rifiuti, si evince quanto il trattamento finale dei rifiuti sia un dato sensibile sulla definizione degli impatti.

Ulteriore aspetto riguarda la sostituzione del feedstock utilizzato (Arundo donax) con alternative che riducano l'occupazione del territorio in fase agricola.

Possibili sviluppi di questo lavoro riguardano: un confronto con i combustibili fossili; un'analisi completa delle emissioni derivanti da pesticidi e fertilizzanti nella fase agricola; un allargamento dei confini del sistema includendo la combustione del bioetanolo nelle autovetture (fase d'uso); infine un'analisi di scenario relativa all'introduzione nel mercato della tecnologia in esame.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'ing. Roberto Pergreffi di ENEA per il contributo a questa ricerca.

Bibliografia

[1] Legge 81/2006 in recepimento della direttiva europea 2003/30/CE

[2] Anselm Eisentraut. Sustainable Production of Second-Generation biofuels. The International Energy Agency (IEA) Information paper, February 2010.

[3a] ISO (UNI EN) 14040, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework, ISO 14040:2006(E), ISO (International Organization for Standardization), Geneve, Switzerland.

[3b] ISO (UNI EN) 14044, 2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines, ISO 14040:2006(E), Geneve, Switzerland.

[4] A. Aden, M. Ruth, K. Ibsen, J. Jechura, K. Neeves, J. Sheehan, and B. Wallace Lignocellulosic Biomass to Ethanol Process Design and Economics Utilizing Co-Current Dilute Acid Prehydrolysis and Enzymatic Hydrolysis for Corn Stover June 2002 - NREL/TP-510-32438

[5] F. Cherubinia, N.D. Birda, A. Cowieb, G. Jungmeiera, B. Schlamadingerc, S. Woess-Gallasch. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. Resources, Conservation and Recycling 53 (2009) 434–447.

[6] A. Margeot, B. Hahn-Hagerdal, M. Edlund, R. Slade and F. Monot. New improvements for lignocellulosic ethanol. Current Opinion in Biotechnology 2009, 20:372–380.

[7] De Bari I., Dininno G., Braccio G. 2008. Bioetanolo da residui di lavorazione del mais. RT/2008/41/TER.

[8] Angelini L.G., Ceccarini L., Bonari E. Biomass yield and energy balance of giant reed (Arundo donax) cropped in central Italy. Europ. J. Agronomy 22 (2005) 375-389.

[9] Monti A., Fazio S., Venturi G. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. Europ. J. Agronomy 31 (2009) 77–84.

[10] Dreyer, L.C., Niemann, A.L., and Hauschild, M.Z.: Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and Eco-indicator 99. Does it matter which one you choose? Int.J.LCA, 8(4), 191-200, 2003

[11] ISTAT, V Censimento dell'agricoltura, 2000.

[12] www.ermesagricoltura.it

[13] Audsley et al., (1997) "Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for agriculture"Final Report Concerted action AIR3-CT94-2028, Silsoe research Institute, Silsoe, UK;

[14] IPCC 2006. Reference Manual, IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, volume 4, http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html

Secondo classificato Carlo Strazza

Analisi del ciclo di vita (LCA) e definizione di regole specifiche (Product Category Rules, PCR) per la produzione di energia elettrica mediante celle a combustibile a ossidi solidi (SOFC)

Autori: (Carlo Strazza[1], Adriana Del Borghi[1])

[1] CE.Si.S.P. Centro interuniversitario per lo Sviluppo della Sostenibilità dei Prodotti, Via all'Opera Pia – 16145 Genova
carlo.strazza@unige.it

Sommario

Obiettivo di questa ricerca è lo studio del processo metodologico di applicazione dell'LCA (Life Cycle Assessment) alla produzione di energia elettrica mediante celle a combustibile ad ossidi solidi (SOFC). A tal fine, viene presentata l'analisi di un caso-studio, con la contestuale definizione di regole comuni che assicurino la diffusione di informazioni accessibili, comprensibili e credibili. Lo studio LCA è statp effettuatp su un'unità SOFC a pressione atmosferica di taglia 50 kW. In primo luogo è stato effettuato un confronto tra differenti tipologie di combustibile, rinnovabile e non (metanolo di origine fossile/biologica, gas naturale, syngas, biogas di discarica); successivamente sono state effettuate considerazioni legate alla possibile pressurizzazione dell'unità. Il risultato dello studio consiste dunque sia nella presentazione dei potenziali impatti ambientali di diverse opzioni applicative di una SOFC, sia in una base metodologica per la comunicazione di tali informazioni attraverso un'Etichetta di Tipo III, come la Dichiarazione Ambientale di Prodotto, EPD (ISO 14025).

Introduzione

La necessità di soddisfare la crescente domanda energetica e di rispettare i severi vincoli che ne regolano l'impatto ambientale ha portato alla ricerca di sistemi per la produzione di energia sempre più efficienti e sempre meno inquinanti. I processi di conversione energetica oggi devono quindi tendere a minimizzare il loro impatto ambientale, legato principalmente alle emissioni di CO_2 e, più in generale, di gas serra (Green House Gases, GHG) (Meyer et al., 2009).

Sebbene siano una tecnologia in continuo sviluppo, le celle a combustibile hanno evidenziato potenzialità superiori ai sistemi energetici tradizionali sotto molti punti di vista: in particolare realizzano una conversione diretta dell'energia chimica contenuta nel combustibile in energia elettrica. Pertanto, non essendo soggette al rendimento di Carnot legato alla trasformazione dell'energia termica in lavoro meccanico, le celle a combustibile sono in grado raggiungere rendimenti più elevati.

Le celle possiedono il potenziale per una significativa riduzione del consumo di combustibili fossili e delle emissioni di GHG. Inoltre la natura elettrochimica della reazione e la necessità di rimuovere le impurità del combustibile implicano emissioni locali estremamente basse (Del Borghi et al., 2003).

La flessibilità dei sistemi basati su fuel cells comprende un ampio range di combustibili in alimentazione e tecnologie di conversione (Hotza, Diniz da Costa, 2008). Tra i combustibli utilizzabili, i cosiddetti bio-combustibili (ovvero quelli derivanti da biomassa) sono in grado di contribuire significativamente agli aspetti di sostenibilità dei sistemi di conversione energetica, in quanto garantiscono un risparmio di notevoli quantità di risorse fossili. Effettuando un'analisi lungo tutta la filiera di produzione, è necessario valutare anche gli impatti legati alla produzione agricola della materia prima (Patyk, Reinhardt, 2001). Una gestione sostenibile della fase di coltivazione consente però di ridurre il contributo di tale fase ai cambiamenti climatici, in quanto la biomassa, durante la crescita, assorbe lo stessa quantità di carbonio che rilascia quando bruciata come combustibile (Yan et al., 1997). I bio-combustibili trovano applicazione in particolare per l'alimentazione di celle ad ossidi solidi (SOFC).

Grazie alle alte temperature di funzionamento, le SOFC offrono la prospettiva di un ampio range di applicazioni, di combustibili in alimentazione ed un'elevata potenzialità di utilizzo per sistemi cogenerativi.

Per valutare i potenziali impatti ambientali della generazione di energia mediante celle a combustibile, è necessario investigare l'intero ciclo di vita e non solo il funzionamento della cella stessa (Lunghi et al. 2004). La metodologia Life Cycle Assessment (LCA), regolata dalla norma ISO 14040 (ISO, 2006a) consente di fornire una valutazione scientificamente rigorosa (Klöpffer, 2005), la cui credibilità è incrementata dalla definizione di regole comuni (Schmincke, Grahl, 2006, Grahl, Schmincke, 2007), come le Product Category Rules (PCR), introdotte dallo standard ISO 14025 (ISO, 2006b, Fet, Skaar, 2006).

Lo scopo del presente studio è di descrivere il processo metodologico di applicazione dell'LCA alla produzione di energia elettrica mediante celle a combustibile ad ossidi solidi (SOFC), con la definizione di regole specifiche che assicurino la comparabilità tra vari studi all'interno dello stessa categoria di prodotto/servizio. Uno studio LCA è stato realizzato su un'unità SOFC a pressione atmosferica di taglia 50 kW, analizzata come caso-studio.

Materiali e metodi

Le celle a combustibile ad ossidi solidi (SOFC)

Le celle a combustibile sono reattori elettrochimici in grado di convertire direttamente in energia elettrica l'energia chimica delle reazioni. Il combustibile in forma gassosa viene alimentato con continuità all'anodo (elettrodo negativo), mentre l'ossidante, tipicamente aria, viene alimentato con continuità al catodo (elettrodo positivo). La reazione elettrochimica avviene agli elettrodi, sui quali è distribuito il catalizzatore, e determina il passaggio di corrente nel circuito esterno della cella e di ioni all'interno dell'elettrolita che separa i due elettrodi.

Esistono diverse tipologie di celle a combustibile, classificate in base all'elettrolita sfruttato, le cui caratteristiche di conducibilità ionica determinano le differenti temperature operative. Le celle a combustibile ad ossidi solidi (SOFC) sono quelle per cui è richiesta una temperatura di funzionamento molto elevata, intorno ai 1000°C, per effetto della resistenza ionica relativamente alta dell'elettrolita (YSZ, zirconio stabilizzato con ittrio, $(ZrO_2)_\alpha(Y_2O_3)_{1-\alpha}$, conduttore di ioni ossigeno). Le celle a combustibile caratterizzate dalla presenza di un elettrolita solido, come le SOFC, mostrano interessanti vantaggi rispetto a quelle ad elettrolita liquido, poiché la composizione dell'elettrolita è uniforme e non sorgono problemi di gestione dello stesso. Il catalizzatore anodico è in nickel e non mostra effetti di avvelenamento in presenza di monossido di carbonio, cosicché non si ritiene strettamente indispensabile il reforming esterno. D'altra parte, sebbene le SOFC mostrino parecchi vantaggi rispetto alle celle a combustibile ad elettrolita liquido, i meccanismi di elettrodo sono più complicati e perciò composizione, morfologia e spessore dello stesso richiedono un'attenta ottimizzazione allo scopo di ottenere buone prestazioni.

La metodologia LCA

L'LCA è stato ampiamente applicato ai processi di produzione energetica. In particolare, il recente progresso nell'analisi degli aspetti ambientali dei sistemi basati su celle a combustibile ha riguardato studi sui sistemi su diversi tipi di celle (Penht, 2002, Lunghi et al., 2004, Wang et al., 2005, Alkaner, Zhou, 2006), sulla fabbricazione delle SOFC (Zapp, 1996, Karakoussis et al., 2001), e sullo studio delle SOFC in applicazioni mobili e stazionarie (Del Borghi et al., 2003, Zapp, 1998, Pehnt 2003a, Pehnt 2003b, Baratto, Diwekar, 2005).

Al fine di applicare l'LCA al sistema selezionato, sono necessarie precise scelte metodologiche, la cui definizione può garantire la confrontabilità tra studi differenti. La metodologia adottata in questo studio è stata determinata coerentemente con i requisiti dell'International EPD® system, definiti nelle relative General Programme Instructions (IEC, 2008). Sistemi per dichiarazioni ambientali di prodotto di tipo III stanno gradualmente diventando più conosciuti ed operativi sul mercato; in questo contesto l'EPD rappresenta uno strumento di comunicazione che fornisce informazioni ambientali su prodotti e servizi mediante parametri pre-determinati.

La base per tale definizione metodologica è stata il documento PCR “Electricity, Steam, and Hot and Cold Water Generation and Distribution” (PCR 2007:08, 2007), che descrive la procedura per valutare la performance ambientale della generazione di elettricità/calore mediante uno studio LCA finalizzato allo sviluppo di un’EPD. Questo è stato conseguentemente modificato per il sistema analizzato.

Lo studio è stato condotto su un’unità SOFC a pressione atmosferica di taglia 50 kW. In primo luogo è stato effettuato un confronto tra differenti tipologie di combustibile, rinnovabile e non (metanolo di origine fossile/biologica, gas naturale, syngas, biogas di discarica). Successivamente sono state effettuate considerazioni legate alla possibile pressurizzazione dell’unità.

Lo studio LCA per il calcolo della performance ambientale è stato sviluppato tramite il software SimaPro 7.1, by PRé Consultants.

Risultati e discussione

Le fasi iniziali dello studio hanno riguardato l’identificazione dell’unità funzionale, definita come 1 kWh netto di energia elettrica (e/o di vapore/acqua calda, se si tratti di unità CHP) generato e successivamente distribuito, e dei confini del sistema, rappresentati in Figura 1.

Successivamente è stata oggetto di valutazione la qualità dei dati da garantire all’interno dell’attività di Life Cycle Inventory (LCI): in particolare, sebbene nel caso applicativo trattato si sia fatto riferimento a simulazioni software, è emersa la necessità di fissare la richiesta di dati specifici per la composizione materiali dell’unità (anodo, catodo, elettrolita, etc) e per la fase d’uso (consumi, emissioni ecc). Inoltre sono state definite le procedure di allocazione utilizzabili nel calcolo. A tal proposito assume particolare rilevanza la scelta, per ciò che concerne la generazione CHP, del cosiddetto Alternative Generation Method (PCR 2007:08, 2007), che considera la distribuzione degli impatti in proporzione al combustibile consumato per i processi generativi.
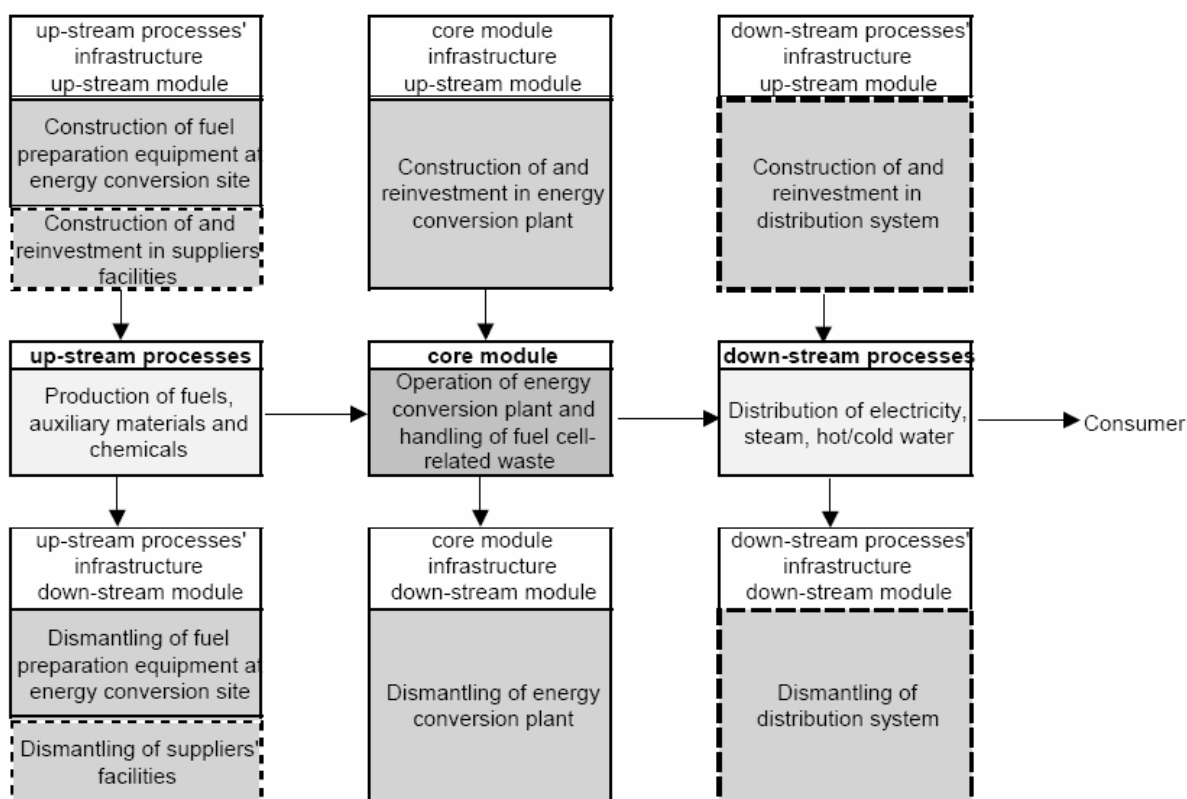
Figura 1: Confini del sistema[14]

[14] La linea continua identifica i processi la cui inclusione è obbligatoria, la linea tratteggiata quelli la cui inclusione è consigliata, mentre i puntini indicano i processi la cui inclusione è facoltativa.

Si è stabilito di riportare i potenziali impatti ambientali associati ai vari tipi di risorse utilizzate ed emissioni inquinanti secondo le seguenti categorie d'impatto: cambiamenti climatici (GWP, in kg CO_2 equivalenti, 100 anni); distruzione della fascia d'ozono stratosferica (ODP, in kg CFC 11-equivalenti, 20 anni); acidicazione (AP, in kg SO_2 equivalenti); formazione di ossidanti fotochimici (POCP, in kg C_2H_4 equivalenti); eutrofizzazione (EP, in kg PO_4^{3-} equivalenti), oltre al consumo di risorse rinnovabili/non rinnovabili con/senza contenuto energetico, rispettivamente in MJ o in kg.

In Figura 2 sono riportati a titolo esemplificativo i potenziali impatti ambientali del processo di generazione di 1 kWh elettrico da parte di un sistema alimentato a gas naturale, suddiviso nelle diverse fasi del ciclo di vita, mostrando i potenziali impatti ambientali ed il consumo di risorse non rinnovabili con contenuto energetico. Per tutte le configurazioni studiate è risultato evidente che il GWP rappresenta l'unica categoria d'impatto in cui la fase d'uso della cella (Core Module) mostra il suo contributo, dovuto alle emissioni dirette di CO_2. Per tutte le altre categorie considerate il principale driver è rappresentato dalla fase di produzione dei combustibili. Le fasi di fabbricazione e manutenzione della cella acquistano maggiore rilevanza nel caso della configurazione con biogas di discarica (landfill gas), in cui gli impatti della sua produzione consistono solo in un consumo elettrico, secondo quanto dettato dal principio Polluter-Pays (PP) (IEC, 2008).
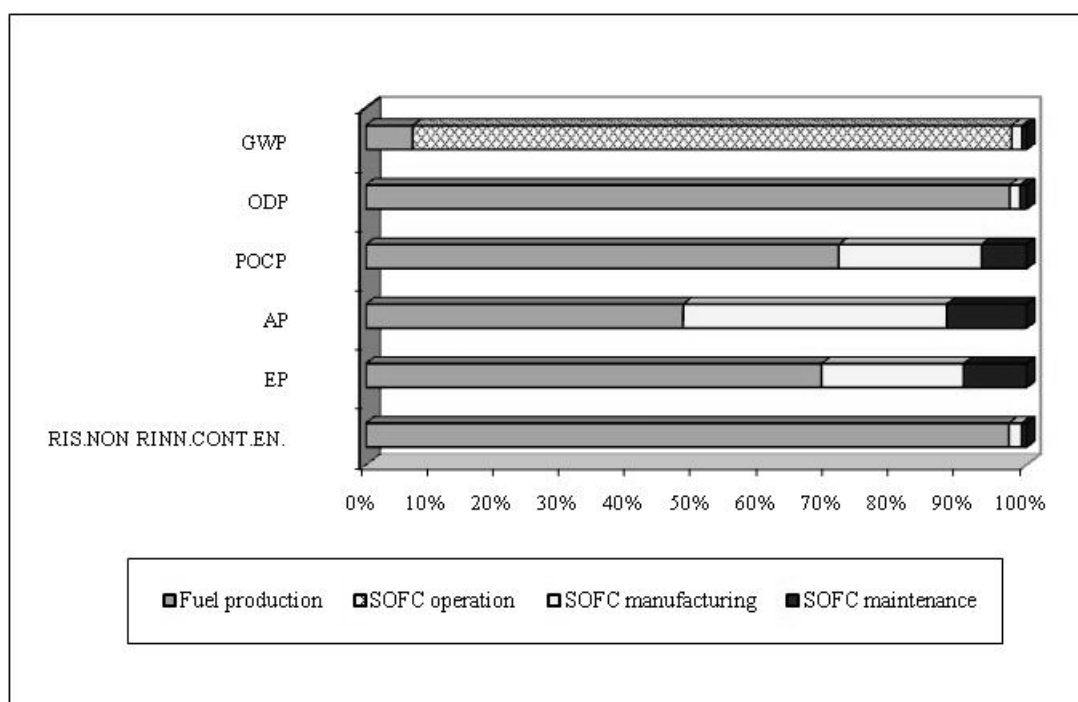
Figura 2: Potenziali impatti ambientali per 1 kWh el – alimentaz. gas naturale

Dal confronto delle diverse opzioni di alimentazione della cella, esaminato nel caso studio, è emerso in maniera evidente che l'utilizzo di bio-combustibili è in grado di ridurre significativamente gli impatti ambientali associati agli up-stream processes. Poiché è inoltre risultato che la fase di produzione dei combustibili influenza in maniera determinante il carico ambientale totale, si può quindi asserire che i bio-combustibili portino un alto beneficio al bilancio globale dell'intero ciclo di vita. Per quanto riguarda il Global Warming Potential (GWP), tra i vari combustibili analizzati l'alimentazione con bio-metanolo risulta essere la soluzione decisamente più attrattiva, grazie al sequestro di CO_2 da parte della biomassa.

	GWP	ODP	POCP	AP	EP
	kg CO_2 eq	*kg CFC-11 eq*	*kg C_2H_4 eq*	*kg SO_2 eq*	*kg PO_4^{---} eq*
Combustibile:					
Metanolo	0,75	$5{,}03 \cdot 10^{-8}$	$157 \cdot 10^{-4}$	$7{,}34 \cdot 10^{-4}$	$9{,}36 \cdot 10^{-5}$
Bio-metanolo	0,11	$1{,}33 \cdot 10^{-8}$	$1{,}72 \cdot 10^{-4}$	$7{,}52 \cdot 10^{-4}$	$1{,}52 \cdot 10^{-4}$
Gas naturale	0,44	$3{,}43 \cdot 10^{-8}$	$2{,}39 \cdot 10^{-5}$	$1{,}33 \cdot 10^{-4}$	$2{,}05 \cdot 10^{-5}$
Syngas	1,36	$6{,}02 \cdot 10^{-9}$	$6{,}43 \cdot 10^{-5}$	$3{,}66 \cdot 10^{-4}$	$5{,}26 \cdot 10^{-5}$
Landfill gas	0,71	$1{,}45 \cdot 10^{-9}$	$9{,}54 \cdot 10^{-6}$	$9{,}91 \cdot 10^{-5}$	$8{,}5 \cdot 10^{-6}$

Tabella 1: Potenziali impatti ambientali per 1 kWh el – confronto configurazioni

In Tabella 1 sono riassunti i potenziali impatti ambientali dei processi di generazione di 1 kWh elettrico mediante le configurazioni relative ai diversi combustibili. È necessario rilevare che l'elevato valore nella categoria GWP per la configurazione a syngas è strettamente legato al suo basso potere calorifico ed al suo elevato contenuto di CO_2 in input (i.e. circa 30%); perciò il contributo della fase d'uso è solo parzialmente mitigato dal sequestro di CO_2 da parte della biomassa che ha prodotto il combustibile. Risulta quindi evidente come le prestazioni siano direttamente dipendenti dalle caratteristiche del syngas e possano fortemente migliorare al variare dei due citati parametri in ingresso. La composizione del gas influenza direttamente anche le prestazioni ambientali della configurazione a landfill gas, dove le emissioni dirette della cella rappresentano la quasi totalità dell'impatto sui cambiamenti climatici, mentre i carichi ambientali legati alla fase di produzione del combustibile consistono solo in un consumo elettrico, i cui impatti sono dipendenti dal mix nazionale (nel presente studio, il mix italiano).

In Figura 3 sono riportati i risultati relativi ai sistemi pressurizzati, in cui si è considerato un valore pari a 7 bar. Dalle analisi effettuate è risultato che, se non sono coinvolti cambiamenti significativi negli impatti della fase di fabbricazione, la pressurizzazione della cella comporta un minor carico ambientale, per effetto di una più elevata efficienza.
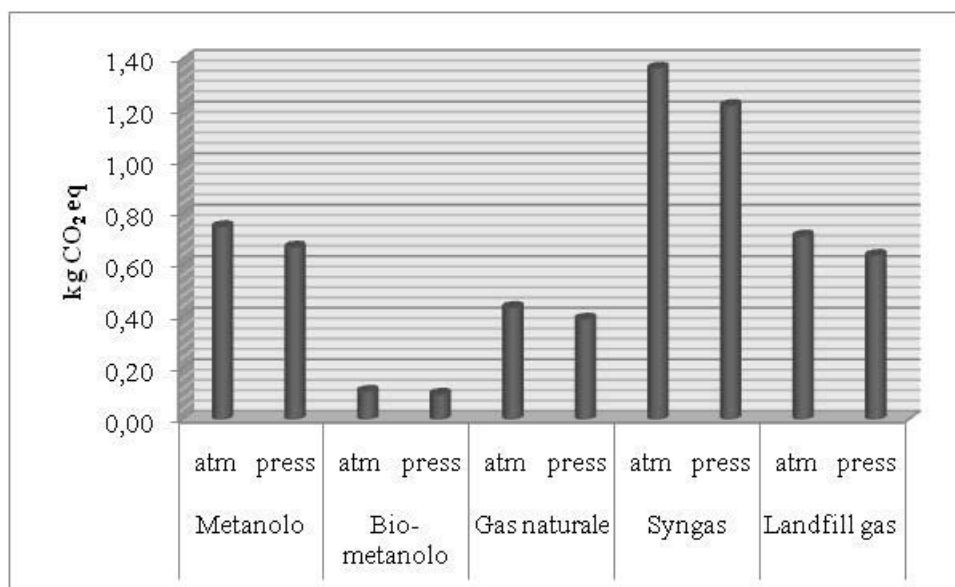
Figura 3: GWP per 1 kWh el – sist. atmosferico/pressurizzato

Conclusioni

La presente ricerca analizza il percorso che ha portato ad effettuare le varie scelte metodologiche durante lo sviluppo di uno studio LCA per una cella SOFC. I risultati dello studio consistono sia nella definizione di regole comuni a garanzia di oggettività, confrontabilità e credibilità per analisi all'interno del medesimo sistema di prodotto, sia nella realizzazione di valutazioni comparative legate all'applicazione della metodologia qui definita ad un caso studio applicativo. Inoltre lo studio analizza l'interessante connessione di due soluzioni attualmente considerate tra le strade tecnologicamente più promettenti, in ottica di sviluppo sostenibile, per la produzione di energia elettrica: le celle a combustibile ed i bio-combustibili. Lo studio evidenzia come i bio-combustibili influiscano in maniera significativa sulle performance ambientali di una SOFC, poiché la fase di produzione dei combustibili è risultata determinante sul carico ambientale totale. Tra questi il bio-metanolo è risultato la soluzione più attrattiva per quanto riguarda i potenziali impatti ambientali sui cambiamenti climatici.

Il lavoro effettuato a livello metodologico è destinato a confluire, sotto forma di appendice per la tecnologia specifica, nel lavoro di revisione e aggiornamento del documento PCR 2007:08 previsto entro l'anno 2010 dal suo moderatore, e quindi fruibile per qualunque utilizzatore a livello internazionale.

D'altra parte, il caso studio applicativo riguardante un'unità da 50 kW rientra in un progetto europeo di ampio respiro (progetto LARGE-SOFC, "Towards a Large SOFC Power Plant", 6° Programma Quadro EU), mirato allo sviluppo di concetti innovativi che possano essere utilizzati per lo sviluppo di impianti di larga scala nel medio e lungo termine.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato parzialmente finanziato dal Sixth Framework Programme della Comunità Europea attraverso il progetto LARGE-SOFC, "Towards a Large SOFC Power Plant" (Priority 1.6.1 - Sustainable Energy Systems). Il contenuto del lavoro riflette esclusivamente il punto di vista degli autori, la Commissione Europea non è responsabile per alcun utilizzo delle informazioni qui contenute. Gli autori desiderano qui ringraziare i partner del progetto.

Bibliografia

Alkaner, S & Zhou, P 2006, 'A comparative study on life cycle analysis of molten carbon fuel cells and diesel engines for marine applications', Journal of Power Sources, vol. 158, pp. 188-199.

Baratto, F & Diwekar, UM 2005, 'Life cycle assessment of fuel cell-based APUs', Journal of Power Sources, vol. 139, pp. 188-196.

Del Borghi, A, Costamagna, P & Del Borghi, M 2003, 'Per le celle a combustibile a ossidi solidi si parte dall'analisi del ciclo di vita LCÀ, paper presented to ECOMONDO 2003, Supplemento Ambiente & Sicurezza Il Sole 24 Ore Pirola, pp. 59-65.

Fet, AM & Skaar, C 2006, 'Eco-labeling, product category rules and certification procedures based on ISO 14025 requirements', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 11, no. 1, pp. 49-54.

Grahl, B & Schmincke, E 2007, 'The part of LCA in ISO type III environmental declarations', International Journal of Life Cycle Assessment, Spec Issue, vol. 12, no. 1, pp. 38-45.

Hotza, D & Diniz da Costa JC 2008, 'Fuel cells development and hydrogen production from renewable resources in Brazil', International Journal of Hydrogen Energy, vol. 33, pp. 4915-4935.

Karakoussis, V, Brandon, NP, Leach, M & van der Vorst, R 2001, 'The environmental impact of manufacturing planar and tubular solid oxide fuel cells', Journal of Power Sources, vol. 101, pp. 10-26.

Klöpffer, W 2005, 'Life cycle assessment in the mirror of Int J LCÀ, International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 10, no. 6, pp. 379–380.

International EPD Cooperation (IEC), General Programme Instructions for Environmental Product Declarations, EPD, 2008, <http://www.environdec.com/documents/pdf/EPD_instructions_080229.pdf>.

International Organization for Standardization (ISO) 2006a, Environmental management, life cycle assessment, European Standard EN ISO14040-14044.

International Organization for Standardization (ISO) 2006b, Environmental labels and declarations, Type III environmental declarations, Principles and procedures, European Standard ISO 14025.

Lunghi, P, Bove, R & Desideri, U 2004, 'LCA of a molten carbonate fuel cell system', Journal of Power Sources, vol. 137, pp. 239-247.

Meyer, L, Tsatsaronis, G, Buchgeister, J & Schebek, L 2009, 'Exergoenvironmental analysis for evaluation of the environmental impact of energy conversion systems', Energy, vol. 34, pp. 75–89.

Patyk, A & Reinhardt GA 2001, 'Life cycle analysis of biofuels for transportation used in fuel cells and conventional technologies under European conditions', IFEU Institut für Energie und Umweltforschung Heidenberg GmbH.

PCR 2007:08 Electricity, Steam, and Hot and Cold Water Generation and Distribution 2007, <http://www.environdec.com/pcr/pcr0708e.pdf>.

Pehnt, M 2002, 'Life Cycle Assessment of Fuel Cell Systems', Erscheint in Fuel Cell Handbook, vol. 3, Fuel Cell Technology and Applications, J.Wiley.

Pehnt, M 2003a, 'Assessing future energy and transport systems: the case of fuel cells Part 1: Methodological Aspects', International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 8, no. 5, pp. 283-289.

Pehnt, M 2003b, 'Assessing future energy and transport systems: the case of fuel cells Part 2: Environmental Performance, International Journal of Life Cycle Assessment, vol. 8, no. 6, pp. 365-378.

SimaPro 7.1.5, PRé Consultants bv, 2008.

Schmincke, E & Grahl, B 2006, 'Umwelteigenschaften von Produkten. Die Rolle der Ökobilanz in ISO Typ III Umweltdeklarationen', Umweltwiss Schadst Forsch, vol. 18 no. 3, pp. 185-192.

Wang, C, Zhou, S, Hong, X, Qiu, T & Wang, S 2005, 'A comprehensive comparison of fuel options for fuel cell vehicles in Chinà, Fuel Processing Technology, vol. 86, pp. 831-845.

Yan, J, Alvfors, P, Eidensten, L & Svedberg, G 1997, 'A future for biomass', Mechanical Engineering, vol. 119, no. 10, pp. 94-6.

Zapp, P 1996, 'Environmental analysis of solid oxide fuel cells', Journal of Power Sources, vol. 61, pp. 259-262.

Zapp, P 1998, 'Ganzheitliche Material und Energieflussanalyse von SOFC Hochtemperaturbrennstoffzellen', Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Bericht jül-3497, Forschungszentrum Julich.

Terzo classificato Giacomo Magatti

Valutazione di un sistema integrato per la gestione e la trasformazione in energia dei Rifiuti Urbani tramite metodologia LCA: il sistema ITS

Giacomo Magatti, Marina Camatini[1]

[1] Centro di Ricerca POLARIS - Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio Università degli Studi di Milano Bicocca, Piazza della Scienza 1 – 20126 Milano

Sommario

Il sistema ITS è un impianto che permette di ridurre la frazione residua dei Rifiuti Urbani in media del 30% in peso, grazie a un processo di essiccazione biologica che fa evaporare l'elevata quantità di acqua contenuta dal rifiuto. Il risultato è un nuovo materiale, il bioessiccato Amabilis, che può essere usato come combustibile nei termovalorizzatori o per produrre biogas. È stata effettuata un'analisi LCA dell'ITS, tramite l'utilizzo del software dedicato GaBi4, per valutare l'efficienza d'insieme del sistema, evidenziarne i potenziali impatti ambientali e proporre possibili azioni di miglioramento del processo. La valutazione ha tenuto conto di molte categorie di impatto ambientale; i flussi del sistema che risultano più significativi sono la produzione di percolato e alcune emissioni superficiali. È stata inoltre effettuata un'analisi dei trasporti necessari al conferimento dei rifiuti dai punti di raccolta fino all'ITS, che risulta avere un peso importante nel bilancio del sistema.

Introduzione

Questo studio fa parte di un progetto di ricerca volto ad analizzare il processo di trasformazione dei Rifiuti Urbani (RU) in energia (Bacino Secondario di Energia) valutandone l'impatto ambientale e l'applicabilità territoriale: i diversi processi sono stati modellati e analizzati mediante l'Analisi del Ciclo di Vita. Un Bacino Secondario rappresenta l'energia elettrica netta ricavabile dalla Frazione di RU dopo raccolta differenziata, ed è composto da diversi sottoprocessi fondamentali. La ricerca intende svolgere un'analisi di sostenibilità ambientale; di valutazione dell'energia prodotta e di confronto con altre metodiche di sfruttamento a fini energetici dei rifiuti.

Come primo studio si è realizzata la valutazione del Sistema ITS, impianto di essiccazione del rifiuto, e del sistema di trasporti necessari a conferire il RU presso gli ITS stessi. Le valutazioni sono state condotte con la metodologia LCA tramite il software GaBi4. A seguito della validazione del modello si compareranno i sistemi analizzati con i sistemi tradizionali di smaltimento dei rifiuti (discarica, termovalorizzatore) per evidenziarne i benefici ambientali.

Sistema ITS: aspetti generali

Nell'area di studio (provincia di Lodi), circa il 30% dei RU è raccolto separatamente e destinato al recupero di materiali, la FR (70%) è smaltita con eventuale recupero di energia. Il sistema ITS (Intelligent Transfer Station) permette di ridurre la FR del 30% circa in peso (27,4% nel caso di studio), tramite un processo di bioessiccazione che fa evaporare l'elevata quantità di acqua contenuta. Il sistema trasforma la FR in un nuovo materiale, il bioessiccato Amabilis, utilizzabile nei successivi sottosistemi della filiera, come combustibile nei termovalorizzatori o come base per la produzione di biogas, grazie alle migliori caratteristiche rispetto al materiale di partenza: facilità di trasporto, stabilità biologica (bassa putrescibilità), elevato potere calorifico.

Il sistema è stato caratterizzato a partire dalla raccolta nelle province fino allo smaltimento degli scarti di processo. L'obiettivo dello studio è quindi quello di valutare l'efficienza d'insieme del sistema, evidenziarne i potenziali impatti sull'ambiente, identificarne gli aspetti critici e proporre possibili azioni di miglioramento dei processi.

L'impianto modellato è l'ITS di Montanaso Bellisolina (Lo); i dati disponibili sono stati forniti da Ecodeco, gestore dell'ITS e sono tutti riferiti all'anno 2007. I dati non reperibili sono stati calcolati o ricavati da banche dati (in particolare per i processi di depurazione, discarica, ed energia elettrica). Tutti i risultati sono riferiti all'unità funzionale, identificata in 1 tonnellata di frazione residua conferita all'impianto.

Il sistema analizzato include:

- Raccolta della FR: FR è la parte quantitativamente preponderante del rifiuto da smaltire (70% sul totale RU). La raccolta avviene in 7 Province (in ordine decrescente per quantità: Lodi, Milano, Sondrio, Lecco, Como, Treviso, Bergamo), che forniscono quantità diverse, ma di un materiale dalle caratteristiche equiparabili.

- Bioessiccazione e Raffinazione: La FR viene conferita in una vasca di ricezione all'ingresso dell'ITS. Da qui il materiale viene movimentato e fatto passare attraverso un trituratore che lo riduce per dimensione omogeneizzandolo, quindi depositato in una vasca di raccolta intermedia da dove è trasferito alla vasca di bioessiccazione. Qui la FR permane 14 giorni in cui va incontro alla bioessiccazione. Durante questo tempo, il sistema è mantenuto in costante depressione con un'aspirazione d'aria dal fondo vasca, che è filtrata da un biofiltro posto sul tetto dell'impianto. Il materiale bioessiccato in parte esce tal quale dal sistema (30% circa) mentre a restante parte passa alla fase di raffinazione, da cui escono CDR (47,8%) e materiali di scarto (metalli ferrosi e non ferrosi mandati a recupero, sottovaglio conferito in discarica).

- Produzione di energia elettrica: per l'energia elettrica consumata nei processi di bioessicazione e raffinazione è stato considerato il mix energetico Italiano.

- Trattamento percolato: la fase di bioessicazione produce percolato conferito ad un depuratore esterno, assieme ad una piccola quota di percolato da biofiltro.

- Trattamento di rifiuti in discarica: gli scarti della raffinazione vanno a discarica. Si tratta del sottovaglio, il materiale più pesante e voluminoso, che viene scartato dal CDR e non contiene metalli. In discarica vanno anche gli oli esausti dei macchinari e il fango dal fondo della vasca di bioessiccazione (rimosso annualmente).

La modellazione dell'ITS tramite il software GaBi4, è stata eseguita suddividendo l'intero sistema in 5 unità di processo, poi riunite in un unico bilancio di valutazione. Le tre UP principali sono state Raccolta della FR (UP1); Bioessiccazione (UP2); Raffinazione (UP3). Inoltre sono state aggiunte due unità per valutare la depurazione del percolato (UP4) e lo smaltimento in discarica degli scarti di processo (UP5).

UP1: Raccolta della Frazione Residua

Questa unità comprende le fasi dalla raccolta nelle Province fino al deposito nella vasca di ricezione dell'ITS, a monte del processo vero e proprio (processi preliminari). I dati raccolti sono: caratterizzazione e composizione FR, quantità raccolta per provincia, umidità, potere calorifico. La quantità totale di FR conferita all'ITS è 57.057 ton/anno. Altri dati sulla FR: Umidità 32%, Potere Calorifico Iniziale 11.000 KJ/Kg.

Per quanto riguarda i trasporti sono stati valutati per Provincia (Tab1): quantità media trasportata (carico medio), distanza media percorsa, numero dei viaggi effettuati, mezzi utilizzati (tipologia, classe inquinamento, combustibile, tasso utilizzo).

Provincia	Numero viaggi	Distanza (km)	Quantità carico (T) *	Quantità tot (T)	Percentuale provincia %
BG	16	72	17,5	280	0,491
CO	78	70	13,74	1.072	1,879
LC	162	70	22,44	3.635	6,371
LO	7.803	20	4,8	37.465	65,662
MI	1.101	15	7,13	7.845	13,749
SO	204	136	28,95	5.906	10,351
TV	28	261	30,5	854	1,497
TOTALE	9.392		*media x provincia	57.057	100

Tabella 1: Dati relativi alla fase di trasporto

Componenti FR	Percentuale	Peso Ton	Nome in GaBi
Organico	26	14.835	Organic waste
Carta	24	13.694	Paper (unspecified)
Plastica	14	7.988	Plastic (unspecific)
Altro	12	6.847	Unspecified scrap waste
Verde e Legno	8	4.564,5	Wooden residue
Vetro	8	4.564,5	Glass (unspecified)
Metalli ferrosi	4	2.282	Iron compounds (unspecified)
Tessili	4	2.282	Textiles (unspecific)
TOTALE	100 %	57.057	FRAZIONE RESIDUA

Tabella 2: Composizione merceologica della Frazione Residua

UP2: Bioessiccazione

La FR viene prelevata dalla vasca di ricezione e fatta passare attraverso un trituratore (riduzione pezzatura e omogeneizzazione rifiuto), stoccata in una vasca intermedia e da qui trasferita alla vasca di bioessiccazione dove è sistemato in 20 linee, ciascuna delle quali vi permane per 14 giorni. La vasca è mantenuta in depressione da 20 aspiratori (uno per ogni linea di essiccazione) sul fondo vasca, che convogliano l'aria ad un biofiltro posto sul tetto dell'impianto. Il biofiltro è composto da ramaglie (scarti vegetali) poste all'interno di 3 vasche (per una superficie di 815 m^2 per 1,15 m di altezza). Il materiale di riempimento viene sostituito ogni 4 anni (scarti a compostaggio). L'emissione dal biofiltro è diffusa, ed è campionata in alcuni punti significativi per i parametri: NH_3; Polveri; H_2S, SOT. Ogni singola linea al termine dei 14 giorni ha completato l'essiccazione. Il bioessiccato ottenuto viene in parte utilizzato tal quale (30% circa) mentre la restante parte (70%) passa a raffinazione. Quantità e caratteristiche del materiale in ingresso sono gli output della precedente unità raccolta della FR. L'energia elettrica utilizzata in questa fase è 1.738.549,02 kWh (consumi annuali). Il bioessiccato in uscita (dopo 14 giorni) ha un peso di 41.432,6 ton. Riferito all'unità funzionale sono 0,726 ton di bioessiccato per ton FR (72,6% della FR; perdita del 27,4% in acqua). Ha umidità del 20% e Potere Calorifico di 15.000 kJ/kg. Gli scarti di processo sono percolato (1967 mc, parte da bioessiccazione e parte da biofiltro; a depuratore esterno), fanghi (11.420 kg) e oli esausti (480 kg).

UP3: Raffinazione

Il 70% circa del bioessiccato va a raffinazione. Il materiale viene vagliato per peso e dimensione e da esso vengono estratti i metalli ferrosi e non ferrosi che sono mandati a recupero. Il materiale di sottovaglio (pesante e grossolano) è conferito a discarica (vedi UP5).

Componente (dopo 14 gg)	Quantità (kg)	Percentuale (%)	Nome in GaBi4
Bioessiccato	12.485.330	30,14	Bioessiccato
CDR	19.835.590	47,87	CDR
Metalli Ferrosi	1.023.340	2,47	Iron scrap
Metalli Non Ferrosi	32.100	0,08	Non-Iron-Fraction
Sottovaglio	8.056.240	19,44	Waste (solid)
TOTALE	41.432.600	100	Bioessiccato

Tabella 3: Materiale in uscita dall'unità di processo Raffinazione

Il sovvallo è invece CDR (bioessiccato raffinato, umidità 12%), che viene ulteriormente triturato e omogeneizzato, quindi pressato in cubi facili da trasportare e stoccare. Il materiale in entrata alla fase di raffinazione è il bioessiccato totale (tal quale dopo 14 giorni): 41.432,6 ton. L'energia elettrica utilizzata in questa fase è 695.517,39 kWh (consumi annuali).

UP4: Depuratore

La bioessiccazione produce percolato che viene convogliato ad un depuratore esterno all'impianto, assieme a una piccola quota di percolato dal biofiltro. Non è stato possibile reperire dati precisi sul depuratore; per valutare i potenziali impatti del percolato si è inserito un processo di depurazione standard. Si sono utilizzati valori standard di abbattimento percentuale delle sostanze del percolato in un impianto di trattamento delle acque reflue ricavati dalla banca dati I-LCA. Dove il dato di abbattimento non era disponibile si è scelto di utilizzare un valore di abbattimento medio (50%). Non sono stati considerati energia elettrica, materiali necessari per la depurazione e trattamento dei fanghi. La quantità totale di Percolato prodotta dal sistema ITS per l'anno 2007 è di 1967 mc, di cui circa 300 mc dal biofiltro.

UP5: Discarica

Il sottovaglio della fase di raffinazione, materiale più pesante e voluminoso (8.056.240 kg), che viene scartato dal CDR e non contiene metalli viene mandato in discarica assieme agli oli esausti dei macchinari (480 kg) e ai fanghi (11.420 kg) che si depositano sul fondo della vasca di bioessiccazione (rimossi annualmente). Per valutare i possibili impatti di questi scarti, è stato adottato un processo standard di discarica presente in GaBi con caratteristiche: discarica per RU con isolamento alla base e copertura superficiale, profondità 30 metri, superficie occupata 40.000 mq, prevista per un deposito di 100 anni. Il modello include: trattamento biogas, percolato (carboni attivi e processi di precipitazione e flocculazione) e fanghi, caratteristiche di traspirazione e run-off. Sono valutate tutte le componenti utilizzate: materiali per isolamento, copertura e sigillatura, e mezzi meccanici utilizzati nelle varie fasi.

Valutazione dell'impatto ed interpretazione dei risultati

Al termine della modellazione, si è determinato il bilancio del sistema. In Tabella 4 sono riportate le categorie di impatto ambientale (metodo CML2001 ADP unico flusso in ingresso).

SISTEMA ITS valori riferiti all'unità funzionale = 1 tonnellata di frazione residua		
ENVIRONMENTAL QUANTITIES - CML2001	Unità	VALORI TOT
Abiotic Depletion (ADP)	[kg Sb-Equiv.]	2,76E-01
Acidification Potential (AP)	[kg SO2-Equiv.]	2,76E-01
Eutrophication Potential (EP)	[kg Phosphate-Eq]	5,15E-01
Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot. (FAETP)	[kg DCB-Eq]	1,15E+01
Global Warming Potential (GWP 100 years)	[kg CO2-Eq]	1,35E+02
Human Toxicity Potential (HTP)	[kg DCB-Eq]	6,08E+00
Marine Aquatic Ecotoxicity Pot. (MAETP)	[kg DCB-Eq]	1,67E+04
Ozone Layer Depletion Potential (ODP)	[kg R11-Equiv.]	1,74E-06
Photochem. Ozone Creation Potential (POCP)	[kg Ethene-Eq]	4,18E-02
Terrestric Ecotoxicity Potential (TETP)	[kg DCB-Eq]	2,15E-01

Tabella 4: Risultati della fase di caratterizzazione della valutazione d'impatto
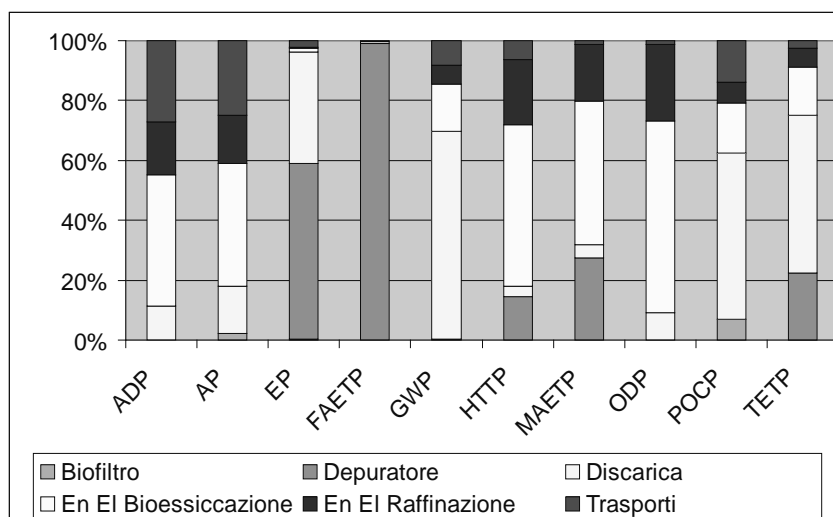
Figura 1: Contributo delle singole fasi del sistema ITS per ogni categoria di impatto

Considerazioni sui singoli processi del sistema ITS

- ***Energia***

L'energia consumata dal sistema influisce in maniera evidente per quasi tutte le categorie di impatto. Per la valutazione di Abiotic Depletion (input) l'energia elettrica influisce per il 61,54 %. I valori riscontrati per gli output risultano essere i seguenti:

- AP: 57,2 % di emissioni inorganiche in atmosfera come NOx e SO_2.
- GWP: 15,8 % delle emissioni in atmosfera (CO_2).
- HTP: 75,1 % delle emissioni in atmosfera sia come metalli pesanti (As, Ni), sia come composti inorganici (Acido Fluoridrico).
- MAETP: 66,67% delle emissioni in atmosfera
- POCP: 23,68% delle emissioni in atmosfera di cui 17,09 % composti inorganici (9,2% di SO_2) e 6,59% composti organici (VOC).
- TETP: 15,9% delle emissioni in atmosfera di cui 14 % metalli pesanti (As, Hg, V).

- ***Depuratore***

Il processo di depurazione risulta essere importante nel bilancio globale del sistema. In particolare per 5 metodi di impatto si evidenziano flussi significativi.

METODO DI VALUTAZIONE	FLUSSI	Valori %	Abbatt. %
EUTROPHICATION POTENTIAL	Emissions to fresh water	58,753	
	Analitical measures to fresh water	26,5	
	Chemical oxygen demand	26,497	82
	Inorganic emissions to fresh water	30,758	
	Phosphorus	29,286	68
FRESHWATER AQUATIC ECOTOXICITY POTENTIAL	Heavy metals to fresh water	98,918	
	Copper	50,451	75
	Nickel	40,882	40
HUMAN TOXICITY POTENTIAL	Heavy metals to fresh water	14,509	
	Arsenic	5,067	22
	Nickel	7,895	40
MARINE AQUATIC ECOTOXICITY POTENTIAL	Heavy metals to fresh water	27,399	
	Nickel	19,505	40
TERRESTRIC ECOTOXICITY POTENTIAL	Heavy metals to fresh water	22,396	
	Mercury	22,396	70

Tabella 5: Valutazione degli Impatti del Depuratore

- ***Trasporti***

Per quanto riguarda i trasporti gli impatti sono dovuti alle emissioni e al combustibile.

METODO DI VALUTAZIONE	FLUSSI	Valori %
ABIOTIC DEPLETION	Non renewable energy resources	27,132
	Crude oil (resource)	25,575
ACIDIFICATION POTENTIAL	Inorganic emissions to air	24,798
	Nitrogen oxides	22,628
PHOTOCHEMICAL OZONE CREATION POTENTIAL	Emissions to air	13,91
	Inorganic emissions to air	8,0533
	Carbon monoxide	1,429
	Nitrogen oxides	5,963
	Organic emissions to air (group VOC)	5,856

Tabella 6: Valutazione degli Impatti dei Trasporti

Esiste un evidente rapporto diretto tra la distanza di provenienza e gli impatti prodotti, come mostra il grafico di Figura 2, in cui sono messi in relazione la percentuale di FR conferita dalle Province e il contributo alla categoria d’impatto “POCP” (produzione smog).

Da notare la relazione lineare tra quantità di FR e produzione di smog per Lodi e Milano, che si inverte per le Province più lontane.
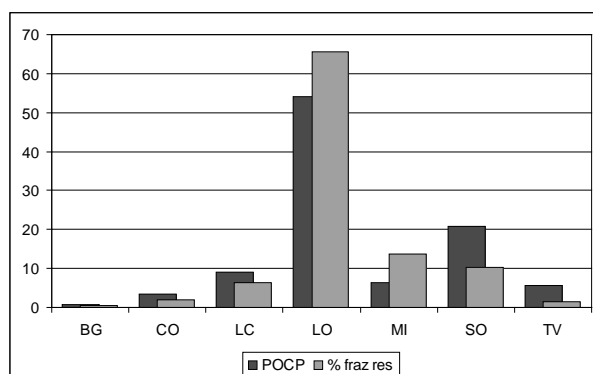
Figura 2: Relazione tra percentuale di provenienza per Provincia e produzione smog

- ***Discarica***

Il processo discarica riporta flussi significativi per quasi tutte le categorie di impatto.

METODO DI VALUTAZIONE	FLUSSI	Valori %
ABIOTIC DEPLETION (ADP)	Non renewable energy resources	11,327
ACIDIFICATION POTENTIAL (AP)	Inorganic emissions to air	15,821
	Nitrogen oxides	11,421
	Sulphur dioxide	4,178
EUTROPHICATION POTENTIAL (EP)	Inorganic emissions to air	
	Nitrogen oxides	1,135
	Inorganic Emissions to fresh water	4,732
	Ammonium, Phosphorus	
	Inorgnic Emissions to industrial soil	31,506
	Ammonia	16,591
	Phosphorus	14,915
GLOBAL WARMING POTENTIAL (GWP 100 YEARS)	Emissions to air	69,369
	Inorganic emissions to air	27,172
	Carbon dioxide	27,08
	Organic emissions to air (VOC)	
	Methane	42,196
HUMAN TOXICITY POTENTIAL (HTP)	Emissions to air	2,532
MARINE AQUATIC ECOTOXICITY POTENTIAL (MAETP)	Emissions to air	1,236
	Emissions to fresh water	3,09
OZONE LAYER DEPLETION POTENTIAL	Halogenated organic emissions to air	9,135
PHOTOCHEMICAL OZONE CREATION POTENTIAL	Emissions to air	55,382
	Inorganic emissions to air	13,072
	Carbon monoxide	8,741
	Nitrogen oxides	3,010
	Sulphur dioxide	1,321
	Organic emissions to air (VOC)	42,31
	Methane	35,622
TERRESTRIC ECOTOXICITY POTENTIAL (TETP)	Heavy metals to fresh water	22,40
	Mercurio	22,396

Tabella 7: Valutazione degli Impatti della Discarica

In seguito alla caratterizzazione sono state applicate normalizzazione e ponderazione per valutare il peso delle categorie di impatto e visualizzare il peso dei singoli processi nel bilancio del sistema. Si è scelta la metodologia CML2001 (agg. 12/2007) Experts IKP (Southern Europe), applicata con la normalizzazione CML2001 Western Europe.

Nelle Tabelle 8 e 9 sono riportate le valutazioni totali dei flussi in ingresso e in uscita. Sono evidenziati in particolare gli impatti ritenuti particolarmente significativi, con peso superiore al 10% del totale.

Metodo di valutazione	ITS	Discarica	En El Bioess	En El Raff	Trasporti
Totale	100	12,778	43,369	17,35	26,503
ADP [kg Sb-Eq.]	97,639	11,06	42,918	17,169	26,492
GWP (100 years) [kg CO2-Eq.]	2,361	1,719	0,451	0,18	0,011

Tabella 8: Riassunto dei Flussi in Ingresso (valori %)

Metodo valutazione	ITS	Biofiltro	Depuratore	Discarica	EnEl Bioess	EnEl Raff	Trasporti
totale	100	0,465	28,249	52,688	9,168	3,667	*5,762*
AP [kg SO2-Eq.]	1,676	-	-	0,265	0,685	0,274	0,416
EP [kg Phosphate-Eq.]	48,08	-	28,249	17,975	0,468	0,187	1,097
GWP [kg CO2-Eq.]	47,62	-	-	33,037	*7,531*	*3,013*	*3,897*
OLDP [kg R11-Eq.]	0,007	-	-	-	-	-	-
POCP [kg Ethene-Eq.]	2,533	-	-	1,403	-	-	-

Tabella 9: Riassunto dei Flussi in Uscita (valori %)

È stato quindi costruito un grafico (Figura 3), che rappresenta il peso relativo dei singoli processi del sistema. Bisogna ricordare che il metodo di ponderazione scelto non considera le categorie di tossicità, quindi la ponderazione è effettuata solo sulle categorie AD, AP, EP, GWP, OLDP, POCP.
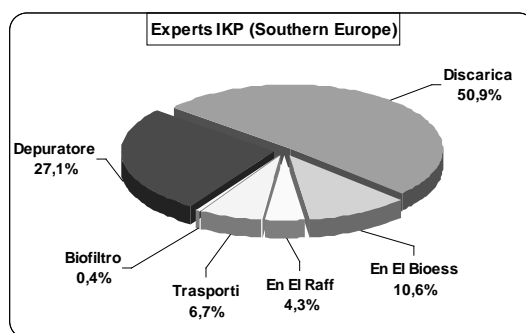
Figura 3: Peso relativo percentuale dei singoli processi del sistema ITS

Come si può osservare, la discarica contribuisce per più del 50% al totale degli impatti prodotti dall'ITS, dovuti per lo più alla categoria GWP (produzione metano e CO_2), e alla categoria EP (P e NH_3). Anche il depuratore riveste una quota importante (27% circa) derivante nella quasi totalità dalla categoria EP (COD e P). Valori più bassi sono quelli collegati a energia elettrica (14,9%, per lo più dalla categoria GWP) e trasporti (6,7%, anch'essi dovuti alla CO_2). Gli impatti dati dalla depurazione del percolato sono apparentemente elevati rispetto alle previsioni, ma come detto l'efficienza del depuratore non è riferita alla situazione reale e verrà indagata ulteriormente.

Conclusioni

Il sistema ITS permette di ridurre del 30% in peso la FR del RU, dando luogo ad un prodotto con caratteristiche apprezzabili: stabile, non putrescibile, facilmente trasportabile, con potere calorifico elevato. Il sistema produce però alcuni impatti sull'ambiente. La prima tipologia d'impatto è data dai trasporti per il conferimento della FR al sistema. In particolare la raccolta nelle Province di Sondrio e Treviso ha un impatto elevato dovuto alle distanze e alla quantità di FR conferita: l'11,85% di FR ha un impatto nei trasporti del 27,9% del totale (categoria GWP).

Nel processo di bioessiccazione, gli impatti sono dovuti al percolato prodotto. È stato utilizzato un modello di depurazione standard per definire gli impatti; i valori di abbattimento per ciascuna sostanza sono stati presi dalla banca dati I-LCA, dove non disponibile è stato utilizzato un valore di abbattimento medio (50%). Nonostante il processo di depurazione, il carico inquinante risulta essere elevato. Si procederà ad una valutazione più specifica e adeguata.

Il bioessiccato ha un peso di 41.432,6 ton (72,6% della FR) di cui il 30% viene utilizzato tal quale. In uscita dalla raffinazione e riferendosi all'unità funzionale di 1 ton si avranno: 218,82 kg di bioessiccato (30,14%); 347,65 kg di CDR (47,87%); 141,2 kg di sottovaglio (19,44 %); 17,935 kg di metalli ferrosi (2,47 %); 0,56 kg di metalli non ferrosi (0,08 %).

Il CDR è combustibile utilizzabile in processi a valle dell'ITS mentre i metalli vengono mandati a un processo di recupero. Il sottovaglio viene smaltito in discarica con tutto ciò che ne consegue per gli impatti prodotti: emissioni in atmosfera e produzione di biogas, percolato e fanghi. Per la valutazione del processo di discarica è stato adottato un modello standard e gli impatti risultano essere molto significativi per tutte le categorie di impatto selezionate. In particolare pesa molto (69,37%) la categoria GWP, a causa delle emissioni in atmosfera di CO_2 e di metano.

Riassumendo, gli impatti sull'ambiente sono dovuti all'energia elettrica necessaria al sistema (aspetto evidente prendendo in considerazione la fase di caratterizzazione), in parte ai processi di trasporto, allo smaltimento in discarica degli scarti, alle sostanze pericolose presenti nel percolato e rintracciabili dopo depurazione.

Riferimenti

- *GaBi 4 Software-System and Databases for Life Cycle Engineering*, PE INTERNATIONAL, LBP University of Stuttgart, Copyright, TM. Stuttgart, Echterdingen.
- *I-LCA v.2 Banca dati italiana a supporto per la valutazione del ciclo di vita*, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, 2000.
- *Life Cycle Assessment, An operational guide to the ISO standards, Final Report* J.B. Guinèe Centre of Environmental Science – Leiden University (CML), 2001